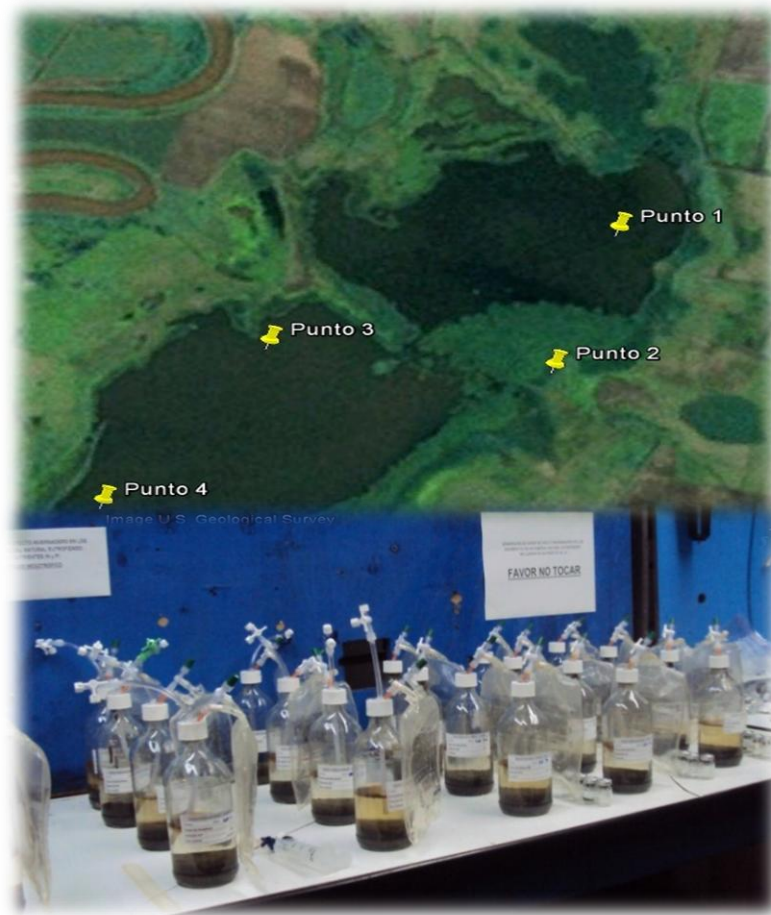


# GENERACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LOS SEDIMENTOS DE UN HUMEDAL NATURAL EUTROFIZADO: INFLUENCIA DE NUTRIENTES (N y P)



**UNIVERSIDAD DEL VALLE**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA – EIDENAR**  
**MAESTRÍA EN INGENIERÍA ÉNFASIS EN INGENIERÍA**  
**SANITARIA Y AMBIENTAL**  
**SANTIAGO DE CALI**  
**2014**



**GENERACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LOS SEDIMENTOS DE UN  
HUMEDAL NATURAL EUTROFIZADO: INFLUENCIA DE NUTRIENTES (N y P)**

**TERESITA DEL ROCÍO CANCHALA NASTAR  
COD: 1003388**

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN  
ESTUDIO Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL (ECCA)**

**DIRECTOR  
ING MSc. JUAN PABLO SILVA VINASCO**

**CODIRECTORA  
ING MSc. ANA PAOLA LASSO**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA – EIDENAR  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
SANTIAGO DE CALI  
2014**

*A Dios por guiar mi vida,  
A mis padres por su apoyo incondicional,  
A Pablo Valencia por su constante amor y comprensión.*

## **Agradecimientos**

Al proyecto No 7872 denominado “Dinámica de la emisión de gases de efecto invernadero en un ecosistema acuático eutrofizado caso Laguna de Sonso” financiado por la Universidad del Valle en el marco de la convocatoria interna por el soporte económico para la realización de esta investigación.

A mi director de tesis, Juan Pablo Silva Vinasco por sus enseñanzas, confianza y apoyo en mi formación profesional en investigación.

A mi codirectora de tesis, Ana Paola Lasso Palacios por sus enseñanzas, amistad y confianza en este proceso de formación profesional y personal.

A mi asesor estadístico, Wilmar Alexander Torres por sus enseñanzas, paciencia y disposición para el aprendizaje en el manejo de herramientas estadísticas.

A mis compañeros y futuros colegas que formaron parte del equipo de investigación en la ejecución de este proyecto: Mayuli Gallardo, Tatiana Cruz, Víctor Lizcano y Rony Nuñez por su amistad, colaboración y buena disposición en las actividades de campo y laboratorio.

A Francisco Caicedo Messa por su amistad sincera acompañada siempre de enseñanzas y colaboración.

A los pescadores Adolfo y Norberto, por su valiosa ayuda en la Laguna de Sonso, por garantizar a toda costa nuestro bienestar y el normal desarrollo de las actividades en campo.

A todos los profesores y personas que de una u otra forma hicieron parte de esta investigación.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>11</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
3.1	Objetivo General .....	14
3.2	Objetivos Específicos .....	14
<b>4</b>	<b>REVISIÓN DE LITERATURA.....</b>	<b>15</b>
4.1	Humedales .....	15
4.2	Eutrofización en humedales.....	16
4.3	Retención y movilizaciónde nutrientes en sedimentos.....	18
4.3.1	Retención de fósforo .....	18
4.3.2	Retención de nitrógeno .....	20
4.4	Gases de efecto invernadero en ecosistemas acuáticos .....	21
4.4.1	Dióxido de carbono .....	22
4.4.2	Metano .....	22
4.4.3	Óxido nitroso.....	23
4.5	Factores que influyen en la generación de GEI en sedimentos.....	24
<b>5</b>	<b>METODOLOGÍA.....</b>	<b>26</b>
5.1	Área de estudio.....	26
5.2	Descripción del sistema Laguna de Sonso .....	27
5.3	Definición del protocolo de monitoreo .....	27
5.3.1	Puntos de muestreo de sedimentos.....	27
5.3.2	Niveles de eutrofización .....	28
5.4	Montaje y diseño experimental.....	29
5.5	Análisis de laboratorio .....	31
5.5.1	Determinación de concentraciones de GEI.....	31
5.5.2	Determinación de concentraciones de materia orgánica y nutrientes en el agua .....	31
5.6	Análisis estadístico de los datos .....	32
<b>6</b>	<b>ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....</b>	<b>33</b>
6.1	Condiciones iniciales de los sedimentos extraídos de la Laguna de Sonso.....	33
6.2	Evaluación de parámetros fisicoquímicos, concentraciones de materia orgánica y nutrientes. ....	34

<b>6.3</b>	<b>EMISIONES DE GEI EN LOS SEDIMENTOS .....</b>	<b>39</b>
6.3.1	Emisiones de CO <sub>2</sub> .....	39
6.3.2	Emisiones de CH <sub>4</sub> .....	46
6.3.3	Emisiones de N <sub>2</sub> O .....	53
6.3.4	Comportamiento de las concentraciones de CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O .....	56
<b>7</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>58</b>
<b>8</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>59</b>

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Rango de concentraciones de PT y NT para diferentes estados tróficos. ....	17
Tabla 2. Calidad de agua Laguna de Sonso (2007-2010) .....	28
Tabla 3. Concentraciones de NT y PT Definidas para cada Nivel de Eutrofización.....	29
Tabla 4. Factores y niveles contemplados en el diseño experimental estadístico.....	30
Tabla 5. Tabla resumen de parámetros fisicoquímicos y técnicas analíticas.....	31
Tabla 6. Condiciones iniciales de los sedimentos en la Laguna de Sonso .....	33
Tabla 7. Concentraciones máximas, mínimas y tasas de consumo de DQO .....	36
Tabla 8. Modelos lineales mixtos para las emisiones de CO <sub>2</sub> .....	40
Tabla 9. Emisión de CO <sub>2</sub> en sedimentos.....	45
Tabla 10. Modelos lineales mixtos para las emisiones de CH <sub>4</sub> .....	47
Tabla 11. Emisión de CH <sub>4</sub> en sedimentos .....	53
Tabla 12. Emisión de N <sub>2</sub> O en sedimentos.....	55

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución porcentual de humedales colombianos .....	15
Figura 2. Ciclo del carbono en un ecosistema acuático. ....	17
Figura 3. Perfil vertical del potencial redox (mV) en sedimentos.....	20
Figura 4. Transformaciones biogeoquímicas del nitrógeno .....	20
Figura 5. Localización General de la Laguna de Sonso en el Contexto Nacional, Departamental y Regional. 26	
Figura 6. Sistema de Acequias Intermitentes en la Laguna de Sonso .....	27
Figura 7. Puntos de muestreo sedimento – Laguna de Sonso .....	28
Figura 8. Muestreador de sedimentos – Laguna de Sonso .....	29
Figura 9. Configuración reactores batch .....	30
Figura 10. Comportamiento de pH .....	34
Figura 11. Comportamiento de la temperatura .....	35
Figura 12. Comportamiento de la materia orgánica en términos de DQO .....	36
Figura 13. Comportamiento nitrógeno total .....	37
Figura 14. Comportamiento fosforo total .....	38
Figura 15. Perfiles medios de concentraciones de CO <sub>2</sub> .....	39
Figura 16. Ajuste modelos de generación de CO <sub>2</sub> en sedimentos .....	41
Figura 17. Comportamiento concentraciones CO <sub>2</sub> Vs DQO .....	42
Figura 18. Comportamiento concentraciones de CO <sub>2</sub> vs NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (P1) .....	43
Figura 19. Comportamiento concentraciones de CO <sub>2</sub> vs NH <sub>3</sub> <sup>-</sup> (P1) .....	44
Figura 20. Comportamiento concentraciones de CO <sub>2</sub> vs PO <sub>4</sub> .....	45
Figura 21. Perfiles medios de concentraciones de CH <sub>4</sub> .....	46
Figura 22. Ajuste modelos de generación de CH <sub>4</sub> en sedimentos.....	48
Figura 23. Comportamiento ceoncentraciones CH <sub>4</sub> Vs DQO .....	49
Figura 24. Comportamiento ceoncentraciones CH <sub>4</sub> Vs NH <sub>3</sub> <sup>-</sup> (P1) .....	51
Figura 25. Comportamiento ceoncentraciones CH <sub>4</sub> Vs NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (P2) .....	52
Figura 26. Perfiles medios de concentraciones de N <sub>2</sub> O .....	54
Figura 27. Comportamiento ceoncentraciones N <sub>2</sub> O vs NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (P1) .....	55
Figura 28. Comportamiento CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O (P1) .....	57



## RESUMEN

El presente trabajo de investigación evaluó la influencia de los nutrientes (N y P) en la generación de gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) de los sedimentos de la Laguna de Sonso, humedal eutrofizado localizado en la jurisdicción de los municipios de Buga y Yotoco en el Departamento del Valle del Cauca. El trabajo experimental consistió en tomar muestras de sedimentos de cuatro puntos de la Laguna con diferentes características; P1 (Punto influenciado por procesos de sedimentación), P2 (Punto influenciado por vertimientos de aguas residuales), P3 (Punto sin cobertura vegetal) y P4 (Punto Influenciado por cobertura vegetal) e incubarlos en reactores batch de 500 ml que fueron suministrados con una fuente adecuada de carbono y nutrientes para simular tres estados de eutrofización M (mesotrófico), E (eutrófico) y H (hipereutrófico). La producción de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  y la variación de parámetros ambientales tales como pH, Temperatura, DQO,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , NT,  $\text{PO}_4^{3-}$  y PT fueron monitoreadas en los reactores durante un período de 744 horas.

Los sedimentos de los cuatro puntos emitieron mayores flux de  $\text{CO}_2$  que  $\text{CH}_4$ , mientras que las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  fueron mínimas. Las emisiones de GEI más altas registradas en los sedimentos de la Laguna de Sonso se reportaron en P1 con un flux de 12.79 y 4.10  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  para  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , respectivamente; esto se debe a que P1 se encuentra influenciado por el Río Cauca, que le aporta a la Laguna de Sonso un exceso de materia orgánica y nutrientes, favoreciendo el fenómeno de eutrofización que favorece la producción de GEI. Por su parte, la máxima emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  se presentó en P4 con un flux de 5.63  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ; esta zona es influenciada por la vegetación (Buchón de Agua) y su principal característica son las altas concentraciones de nitrógeno en los sedimentos que favorecen la formación de este gas.

Adicionalmente, no se observaron diferencias significativas en las emisiones de GEI para las diferentes condiciones de eutrofización simuladas para los sedimentos de cada punto. Ello se pudo explicar por el alto contenido de nutrientes y materia orgánica observado en todos los sedimentos colectados, lo cual sugirió que en los reactores no hubo limitación de estos elementos para que ocurriera la formación de GEI.

Por otra parte, la aplicación de modelos estadísticos mostró que la emisión de GEI principalmente  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  se ven influenciadas por las concentraciones de materia orgánica, nitrato y nitrógeno amoniacal. El contenido de materia orgánica influenció la emisión de GEI debido a que los microorganismos al degradar la fuente de carbono desencadenan reacciones de oxidación ( $\text{CH}_4$ ) y reducción ( $\text{CO}_2$ ). Las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  influenciaron positivamente la generación de  $\text{CO}_2$  ya que al agotarse el oxígeno los microorganismos lo utilizan como aceptor de electrones alternativo para la oxidación de la materia orgánica mientras que incide negativamente sobre la producción de  $\text{CH}_4$  debido a la competencia por la fuente de carbono entre microorganismos metanógenos y desnitrificantes.

En general, los modelos estadísticos que correlacionaron las concentraciones de materia orgánica y nutrientes con  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  mostraron que las emisiones de estos GEI se ven influenciadas principalmente por el contenido de materia orgánica y nutrientes, mientras que la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  estuvo influenciada por las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ , sugiriendo que los sedimentos de la Laguna de Sonso son una fuente emisora de GEI.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas acuáticos que presentan atributos y funciones de cuya existencia se beneficia la sociedad y de las cuales se destacan la regulación del ciclo hídrico superficial, la retención de sedimentos, la estabilización microclimática, la regulación de ciclos de nutrientes, la productividad biológica, la estabilidad e integridad de ecosistemas, así como también la captura de gases de efecto invernadero (GEI).

Los humedales ocupan el 6% de la superficie terrestre mundial con un contenido aproximado del 12% del total de carbono almacenado en el mundo (2006) y juegan un papel importante en la dinámica de generación y captura de GEI (Walter *et al.*, 2007). En este sentido el Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha encontrado que las fuentes naturales contribuyen con el 44-54% de las emisiones de  $N_2O$  y 30-40% de las emisiones de  $CH_4$ , resaltando que los suelos y humedales tropicales aportan aproximadamente un 22-27 % de  $N_2O$  y 24 % de  $CH_4$  (IPCC, 2001).

Infortunadamente, estos ecosistemas en el tiempo han sido intervenidos y sus condiciones se han visto modificadas debido a actividades antropogénicas como asentamientos urbanos, agricultura, silvicultura y recreación. Estas actividades pueden generar vertimientos puntuales y difusos a los cuerpos de agua, los cuales contienen carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), que aportan mayor cantidad de nutrientes y que en exceso pueden generar efectos negativos sobre la calidad de las aguas receptoras tales como incremento de algas y plantas acuáticas, pérdida de especies y pérdida de servicios ecosistémicos (Mooij *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.*, 2009). Una de las consecuencias de esta intervención se relaciona con el cambio en los ciclos biogeoquímicos (C, N y P) de estos ecosistemas, que ha sido sugerido como un factor que favorece la generación de GEI (Huttunen *et al.*, 2002; Liikanen and Martikainen, 2003; Stadmark and Leonardson, 2005; Keddy, 2010).

Colombia cuenta con una oferta amplia de humedales naturales, algunos de ellos intervenidos antrópicamente como es el caso de la Laguna de Sonso, localizada en el departamento del Valle del Cauca y que acorde con lo reportado por CVC (2007) presenta eutrofización. La Laguna de Sonso ha sido objeto de estudios científicos donde se han abordado aspectos ambientales tales como metales pesados (Gischler and Cevethovik, 2007), pesticidas (Arana and Paez, 2005), modelación de calidad del agua (Vélez and Mynett, 2006). Sin embargo, la estimación de la contribución de este ecosistema a la generación de GEI es limitada, razón por la cual surge la necesidad de avanzar en estudios que permitan determinar la influencia del contenido de nutrientes (N y P) presentes en los sedimentos y su relación con la generación de gases de efecto invernadero en la Laguna de Sonso.

De este modo, el presente trabajo de grado aporta al conocimiento de la relación existente entre el exceso de nutrientes presentes en los sedimentos de ecosistemas lenticos eutrofizados y las emisiones de GEI, mediante el desarrollo de un protocolo en el cuál se estandariza la metodología de medición de GEI en sedimentos bajo condiciones de laboratorio. De esta forma el conocimiento generado sirve como herramienta para la gestión de las diferentes entidades ambientales que buscan la preservación de humedales y la mitigación de gases de efecto invernadero, contribuirá a mejorar los inventarios de emisiones de GEI en el país, y permitirá la reducción de incertidumbres asociadas al rol de los humedales frente al cambio climático.

## 2 ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

Los humedales son ecosistemas que cumplen funciones importantes en la naturaleza debido a que proveen de hábitat a diversas especies, actúan como recarga de acuíferos, favorecen la retención de agua, mejoran la calidad de aguas subterráneas, mantienen los niveles freáticos altos, reducen las inundaciones y controlan la erosión en ecosistemas adyacentes (Greb and DiMichele, 2006).

Este tipo de ecosistemas acuáticos han registrado un incremento significativo del nivel de nutrientes (N y P, principalmente), en respuesta al aumento de vertimientos de aguas residuales domésticas, mayor concentración de cargas contaminantes e intensificación de actividades agrícolas (Mainstone and Parr, 2002). En cuerpos acuáticos, las concentraciones de nitrógeno y fósforo desempeñan un rol decisivo en la producción primaria, ya que el incremento de las mismas conduce a una mayor productividad con implicaciones directas sobre los niveles tróficos (Søndergaard, 2007).

Debido a esto, algunos cuerpos acuáticos presentan eutrofización, fenómeno que se ha convertido en un problema ambiental en el mundo puesto que va en aumento especialmente en lagos, embalses, humedales, estuarios y ríos. Esta alteración de los contenidos de nutrientes causa modificaciones de los ciclos biogeoquímicos del carbono, del nitrógeno y fósforo que pueden propiciar la generación de GEI en los cuerpos acuáticos.

Gases como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) asociados al cambio climático proceden tanto de fuentes naturales como antropogénicas (IPCC, 2001) y pueden asociarse a procesos de eutrofización. En este sentido, a nivel mundial se ha investigado la contribución de los cuerpos acuáticos eutrofizados a las emisiones de GEI considerando diferentes condiciones climáticas, tales como clima boreal (Huttunen *et al.*, 2003; Liikanen and Martikainen, 2003), clima árido (Duan *et al.*, 2005), en la zona climática subtropical (Wang *et al.*, 2007) y climas templados (Schrier-Uijl *et al.*, 2011); así como también evaluando los sedimentos presentes en cuerpos acuáticos (Stadmark and Leonardson, 2005; Stadmark and Leonardson, 2007).

En un lago boreal, Huttunen *et al.*, (2002) demostraron que los flujos de  $\text{N}_2\text{O}$  fueron despreciables y que las concentraciones disueltas de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  se encontraban sobresaturadas respecto a las concentraciones en equilibrio con la atmósfera. Por el contrario, Wang *et al.* (2007) corroboraron que un lago ubicado en la zona subtropical hizo un aporte importante de  $\text{N}_2\text{O}$  presentando flujos entre -278 y 2101  $\text{mg.m}^2.\text{d}^{-1}$  en la zona litoral y de -177 a 164  $\text{mg.m}^2.\text{d}^{-1}$  en la zona pelágica, flujos que fueron explicados por la influencia del contenido de nitrógeno, el potencial de oxidación reducción y temperatura de las dos zonas.

Por su parte, Liikanen *et al.*, (2003) comprobaron que en un lago eutrofizado de clima boreal los flujos de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  incrementaron en condiciones anóxicas y sin presencia de  $\text{NH}_4^+$ . De igual forma, mostraron que la presencia de  $\text{NH}_4^+$  no afecta las emisiones de  $\text{CH}_4$ , permitiendo concluir que la dinámica de generación de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  es regulada principalmente por la disponibilidad de  $\text{O}_2$ .

En un estudio realizado en zonas de turba, Scherier-Uijl *et al.*, (2011) evidenciaron que las emisiones de  $\text{CH}_4$  se correlacionaron en un 87% con la concentración de  $\text{PO}_4^{3-}$  en el sedimento y  $\text{Fe}^{+2}$  en el agua, mientras que los flujos de  $\text{CO}_2$  se correlacionaron en un 89% con la profundidad, conductividad eléctrica y pH del agua.

De igual forma se ha investigado la contribución de los sedimentos de cuerpos acuáticos eutrofizados a la emisión de GEI, considerando que los sedimentos al constituirse como la parte más baja de los lagos propicia que la materia orgánica, nutrientes y otros compuestos añadidos desde el exterior o producidos en él, se depositen y acumulen (Søndergaard, 2007). Las concentraciones de materia orgánica y nutrientes dentro del mismo lago pueden variar significativamente, debido a que en lagos poco profundos y expuestos al viento permite que exista mayor resuspensión y por ello menor acumulación de dichas concentraciones, caso contrario ocurre en lagos con menor exposición a los vientos, las variaciones entre diferentes puntos en el mismo lago suelen ser más pequeñas y por tanto el contenido de materia orgánica y nutrientes más uniforme (Jensen *et al.*, 2004).

Lo anterior señala la importancia de considerar la interacción entre la masa de agua y el sedimento, especialmente en lagos poco profundos donde las condiciones de mezcla y el contacto entre los sedimentos y el agua son favorables, como lo demostró Søndergaard (1989), quien en un experimento bajo condiciones de laboratorio con columnas de sedimentos no perturbados encontró altas tasas de liberación de fósforo que oscilaron entre 100 y 200 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, demostrando que en condiciones normales en lagos poco profundos y ricos en nutrientes los intercambios netos de concentraciones resultan de la diferencia entre dos grandes flujos opuestos: uno hacia abajo (sedimentación) y otro hacia arriba (liberación de nutrientes desde los sedimentos).

Considerando la acumulación de nutrientes en los sedimentos, se han desarrollado estudios que permiten estimar la contribución de los sedimentos de lagos con altas concentraciones de nutrientes a la emisión de GEI, Stadmark y Leonardson (2005) en un lago de Suecia demostraron que concentraciones entre 8 – 16 mg.NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.l<sup>-1</sup> inhiben la emisión de CH<sub>4</sub> y aumentan las emisiones de CO<sub>2</sub>, así como también el incremento de las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> favorece las emisiones de N<sub>2</sub>O. Del mismo modo en el año 2007, reportaron que el incremento de temperatura favorece la producción de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O, resultado similar al reportado por Duan *et al.*,(2005) quienes en un lago eutrofizado encontraron que las emisiones de GEI aumentan respecto al incremento de la temperatura en los sedimentos y el ambiente.

En la zona tropical, Mitsch *et al.*,(2008) investigaron las emisiones de CH<sub>4</sub> producidas en un humedal con temperatura promedio de 25°C, ligeramente ácido, con bajo nivel de oxígeno disuelto y bajas concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>. En este humedal encontraron un flux promedio de 0.012 ± 0.003 mg.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> de CH<sub>4</sub> a la atmósfera, medición obtenida del muestreo de 3 periodos durante un año. Por su parte, Liikanen *et al.*,(2002b) desarrollaron un microcosmos en condiciones de laboratorio a fin de estudiar simultáneamente la dinámica de GEI y de nutrientes en sedimentos procedentes de las zonas profundas y de las zonas litorales del lago Kevätön encontrando que el sedimento de las zonas profundas es un importante reservorio de nutrientes, contrario a los sedimentos procedentes de la zona litoral. El experimento mostró que existe una estrecha relación entre la dinámica de gases y nutrientes en sedimentos de agua dulce, en donde el contenido de O<sub>2</sub> en los sedimentos tuvo relevancia en los flujos de gases y nutrientes entre los sedimentos y el agua.

Adicionalmente, Liikanen *et al.*,(2002c) estudiaron el efecto de las condiciones de oxígeno y la temperatura sobre la dinámica de GEI y nutrientes en los sedimentos de un lago hipereutrífico en Finlandia. Los sedimentos fueron incubados a diferentes temperaturas con flujo continuo de agua bajo condiciones aerobias y anaerobias, encontrando que la producción de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> incrementa con el aumento de la temperatura bajo condiciones aerobias y anaerobias, exceptuando la producción de CH<sub>4</sub> bajo condiciones aerobias, en donde los flujos fueron insignificantes para todas

las temperaturas evaluadas. Respecto a los nutrientes, la liberación de  $\text{NH}_4^+$  y de P aumentó con el incremento de la temperatura evidenciando que el calentamiento puede acelerar la eutrofización de lagos ya que aumenta la liberación de fósforo y nitrógeno de los sedimentos, los cuales a su vez favorecen la producción de  $\text{CH}_4$  en los sedimentos.

Las investigaciones en humedales eutrofizados de zona tropical son escasas, por lo tanto surge la necesidad de avanzar en estudios asociados a la generación de GEI en este tipo de ecosistemas y establecer la relación existente con el exceso de nutrientes a fin de comprender la dinámica de los GEI en cuerpos lenticos eutrofizados y de reducir incertidumbres que permitan avanzar en el estimativo de emisiones de GEI.

Colombia es un país que tiene una gran diversidad de ecosistemas acuáticos, de los cuales aproximadamente 20'252'500 de hectáreas se han clasificado como humedales (Ministerio del Ambiente, 2001). En el Valle del Cauca se encuentra la Laguna de Sonso, uno de los mayores ecosistemas autóctonos que existe en el Valle aluvial del Río Cauca. Sin embargo, la Laguna recibe aportes de agua provenientes de la precipitación, las aguas subterráneas y un sistema de acequias intermitentes, las cuales además de transportar aguas lluvias, transportan vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales así como también excesos de aguas de riego (Hernández, 2005).

En términos de calidad del agua la Laguna de Sonso presenta concentraciones de oxígeno disuelto que varían entre 0.50 y 7.36  $\text{mg O}_2.\text{l}^{-1}$ , evidenciando que existen momentos de déficit de oxígeno; la máxima concentración se registra en la zona norte de la laguna. El contenido de materia orgánica expresada en términos de DQO y  $\text{DBO}_5$  en la laguna se registra en un rango que varía entre 14.90 y 139  $\text{mg.l}^{-1}$  y entre 1.99 y 13.60  $\text{mg.l}^{-1}$ , respectivamente. En cuanto al contenido de nutrientes la laguna presenta concentraciones de nitrógeno correspondientes a 6770  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y fósforo total de 480  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , concentraciones que de acuerdo a la clasificación del estado trófico reportada por Yang *et al.*, (2008) indican que la Laguna de Sonso presenta tendencia eutrófica.

Considerando la calidad del agua, el carácter eutrófico de la laguna y la falta de información acerca de la generación de GEI en ecosistemas eutrofizados en zonas tropicales, esta investigación contribuye a la reducción de incertidumbres asociadas a la incidencia de las altas concentraciones de nutrientes N y P presentes en los sedimentos sobre la generación de GEI, aportando una metodología analítica la cual permitirá su aplicación en otros ecosistemas con características similares al de la Laguna de Sonso.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo General**

Evaluar la influencia de los nutrientes (N y P) en los gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) generados en los sedimentos de un humedal natural eutrofizado.

#### **3.2 Objetivos Específicos**

- 1) Adaptar un protocolo para la evaluación de gases efecto invernadero producidos en los sedimentos de ecosistemas acuáticos lénticos eutrofizados (Caso Laguna de Sonso).
- 2) Estudiar la influencia de diferentes concentraciones de N y P asociadas al nivel de eutrofización en las emisiones de gases efecto invernadero.
- 3) Comparar las emisiones de gases efecto invernadero generados en sedimentos provenientes de diferentes puntos de muestreo del ecosistema léntico eutrofizado.

## 4 REVISIÓN DE LITERATURA

### 4.1 Humedales

Los humedales se constituyen en zonas de transición entre ecosistemas acuáticos y terrestres, presentan áreas de inundaciones temporales o permanentes y mantienen vegetación y fauna capaces de vivir en condiciones de inundación. Estos ecosistemas son de importancia a nivel mundial debido a las transformaciones de los ciclos biogeoquímicos que allí ocurren, y a las interacciones microbianas que se producen (Keddy, 2010).

En Colombia no existe un inventario de humedales a escala nacional (1:1.500.000), sin embargo existe una distribución porcentual de los humedales colombianos identificados toponímicamente en el Diccionario Geográfico de Colombia, cuya distribución porcentual se muestra en la Figura 1.

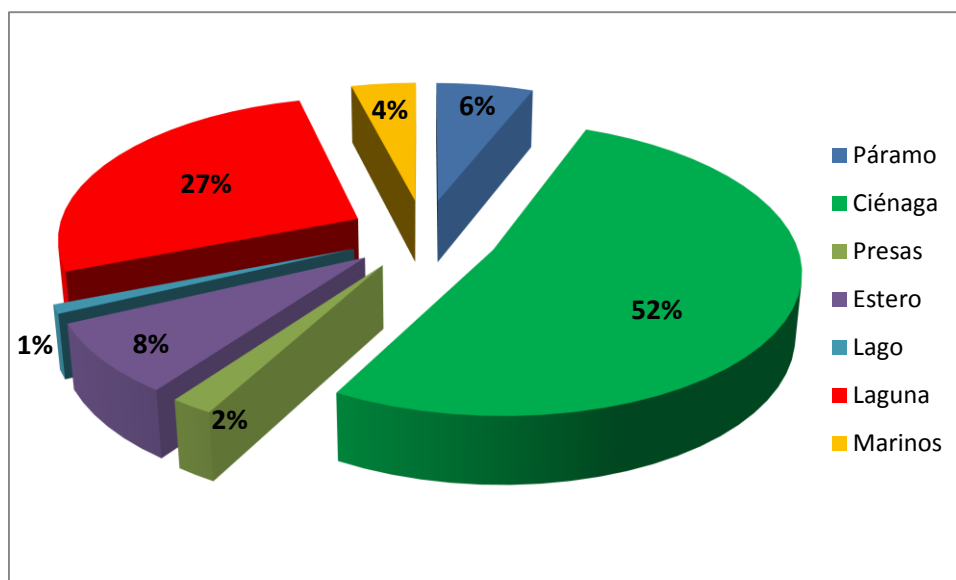


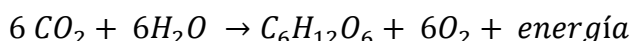
Figura 1. Distribución porcentual de humedales colombianos  
Fuente: Naranjo et al., (1999)

En general los humedales presentan características como: 1). *Presencia de agua*: en la superficie o dentro de las zonas de raíces 2). *Suelos hídricos*: suelos saturados, inundados o pantanosos durante el tiempo suficiente como para desarrollar condiciones anaeróbicas en la parte superior 3). *Vegetación Hidrófila*: plantas adaptadas a condiciones de inundación (Friedman, 2009). Es importante resaltar que los humedales proveen servicios ecosistémicos tales como control de inundaciones, almacenamiento de agua, recarga de acuíferos subterráneos e incluso protección contra tormentas en zonas costeras. Igualmente sirven como depósitos de sedimentos y nutrientes lo cual hace que los humedales sean ecosistemas productivos, ya que las plantas y suelos absorben una proporción importante de los nutrientes que se depositan (Rojas et al., 2003).

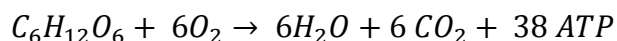
De igual forma, se ha mencionado que los humedales también actúan como sumideros de carbono aportando a la mitigación de las concentraciones atmosféricas de los gases de efecto invernadero. Sin embargo, este papel resulta contradictorio pues se ha demostrado que son importantes fuentes de CH<sub>4</sub> en todo el mundo; este gas se considera 20 veces más potente que el CO<sub>2</sub> como GEI y los humedales tropicales pueden ser una de las mayores fuentes globales del mismo (Roldán G and Ramírez, 2008).

Adicionalmente, la inundación de los suelos produce reacciones que cambian con el tiempo y la profundidad del humedal, a los pocos días de inundarse el  $O_2$  y  $NO_3^-$  comienzan a desaparecer pero gases como el metano, sulfuro de hidrogeno y amoniaco comienzan a acumularse provocando que los organismos que habitan dichos ecosistemas comiencen a presentar problemas metabólicos debidos a la escasez de oxígeno, presencia de concentraciones de iones atípicos y acumulación de gases tóxicos (Keddy, 2010).

Los humedales naturales presentan un activo intercambio de gases con la atmósfera. El  $O_2$  y  $CO_2$  son los gases más importantes en el agua: el primero, producto de la fase lumínica de la fotosíntesis y el segundo, producto de la fase oscura de la fotosíntesis. En la fase lumínica se producen reacciones químicas con la ayuda de la luz solar, la clorofila capta esta luz y provoca el rompimiento de la molécula de agua separando el hidrogeno del oxígeno, por lo tanto el oxígeno en cuerpos acuáticos proviene en mayor proporción de la actividad fotosintética como resultado de la fotólisis del agua.



Por el contrario en los procesos de respiración las moléculas orgánicas se oxidan con oxígeno para obtener energía para el desarrollo de los procesos vitales.



En este proceso se consume oxígeno y se desprende  $CO_2$  y agua; por lo tanto si los microorganismos liberan  $CO_2$  como producto final de la respiración celular, las concentraciones de  $CO_2$  en el agua aumentan y causan que el pH disminuya, mientras que cuando los microorganismos fotosintéticos absorben  $CO_2$ , las concentraciones de  $CO_2$  en el lago disminuyen y provocan un aumento del pH. Este tipo de actividad biológica cambia la química del agua y es propia de un ecosistema que ha perdido su equilibrio a causa de la eutrofización o enriquecimiento de materia orgánica (Roldán G and Ramírez, 2008).

El estado químico de compuestos como carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y otros elementos se ven afectados por el estado de oxidación en los sedimentos. El C llega como materia orgánica, si se dispone de  $O_2$  la materia orgánica se descompone en  $CO_2$  y en ausencia de oxígeno se descompone en  $CH_4$ , gases que pueden difundirse en la atmosfera y contribuir a los GEI. El N llega a los humedales en la materia orgánica o por escurrientías en forma de nitratos. Cuando la materia orgánica se descompone en ausencia de oxígeno se produce amonio mediante el proceso llamado amonificación; si el oxígeno se encuentra disponible el amonio es oxidado a  $NO_3^-$  por las bacterias quimioautotrófas. Por su parte el P llega a los sedimentos y restos vegetales sin producir cambios de valencia durante los procesos microbianos (Keddy, 2010).

## 4.2 Eutrofización en humedales

A la acumulación de grandes cantidades de nutrientes en los humedales se les llama "eutróficos" (del griego eu que significa "bien" y el significado trophe "alimento"). La eutrofización puede ser definida como el excesivo crecimiento de fitoplancton y el enriquecimiento de nutrientes a través de escurrimientos que llevan excesos de fertilizantes de los agro-ecosistemas y/o aguas residuales que son vertidos por asentamientos humanos (Khan and Ansari, 2005).



La entrada de N y P son los factores más relevantes que inducen a la eutrofización de las aguas, pues de acuerdo con Mainstone y Parr (2002) éstos son dos elementos que hacen parte de la fórmula molecular de las algas en donde el P es el principal factor limitante para el control del crecimiento de las algas en el agua. Existe un indicador importante conocido como relación de Redfield que permite determinar el nutriente limitante, dicha relación se conforma por la proporción de N: P, si la relación es 16:1 el factor limitante es el fósforo, para relaciones más bajas el N toma mayor importancia, sin embargo, en ambientes de agua dulce, especialmente en los trópicos y subtrópicos se ha encontrado que el N es el nutriente limitante debido en gran parte a la carga excesiva de P (Yang *et al.*, 2008).

En términos de nutrientes existe una clasificación del estado trófico de los cuerpos acuáticos establecidos así: cuerpos con bajos aportes de nutrientes (oligotróficos), aguas con suministros intermedios de nutrientes (mesotróficos), cuerpos con suministros elevados de nutrientes (eutróficos) y cuerpos acuáticos con excesivos aportes de nutrientes (hipereutróficos) (Smith *et al.*, 1999). El rango de concentraciones de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) para cada estado trófico conforme a (Yang *et al.*, 2008) se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Rango de concentraciones de PT y NT para diferentes estados tróficos.

Estado Trófico	NT(mg/m <sup>3</sup> )	PT(mg/m <sup>3</sup> )
Oligotrófico	250-600	5-10
Mesotrófico	500-1100	10-30
Eutrófico	1000-2000	30-100
Hipereutrófico	>2000	>100

Fuente: Yang *et al.*, (2008)

Los lagos con gran cantidad de nutrientes presentan un alto nivel de producción primaria, los productores primarios fijan el carbono y comienzan a consumirlo y mineralizarlo a CO<sub>2</sub>. La mayor parte del carbono se pierde en forma de CO<sub>2</sub> por lo que la cantidad de biomasa en niveles tróficos superiores es cada vez menor. La actividad de los microorganismos conduce a la producción de CO<sub>2</sub> o a la formación de biomasa por los microorganismos consumidores de materia muerta, una parte de este carbono se sedimenta y se almacena en capas inferiores. Para el caso de los compuestos de carbono que vienen con el flujo de entrada se degradan en el lago (carbono alóctono) propiciando la emisión de CO<sub>2</sub> a la atmósfera actuando por tanto como fuente de CO<sub>2</sub> (Rantakari and Kortelainen, 2005). Los procesos y comportamientos del carbono en lagos se observan en la figura 2.

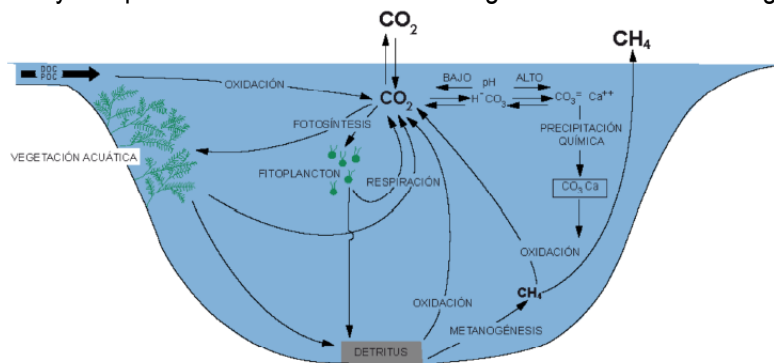


Figura 2. Ciclo del carbono en un ecosistema acuático.

Fuente: Palau y Alonso, 2008

Por lo tanto, en función del equilibrio los lagos pueden actuar como fuentes o sumideros de carbono a la atmósfera. En lagos eutróficos la materia orgánica fácilmente degradable se presenta en altas concentraciones lo que facilita el consumo del oxígeno disponible a partir de las capas inferiores de la masa de agua, y por ende la liberación desde los sedimentos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, fósforo, sulfuros, etc, (Varis *et al.*, 2012).

Las formas predominantes del carbono liberado es CO<sub>2</sub> si la superficie del sedimento es rica en oxígeno y el CH<sub>4</sub> si los sedimentos y las capas más profundas del agua son anóxicas (Varis *et al.*, 2012). Por su parte, la comprensión de la dinámica de nutrientes y flujos de materia orgánica dentro de los humedales son consideradas los principales vacíos en términos de conocimiento para la predicción de los impactos del cambio climático (Wang *et al.*, 2012).

### **4.3 Retención y movilización de nutrientes en sedimentos**

Los sedimentos constituyen la parte más profunda de los humedales, en éstos la materia orgánica, nutrientes y material añadido se deposita incrementándose con el tiempo. Esta situación propicia que los cuerpos acuáticos se vuelvan más superficiales, se cubran de vegetación y que el crecimiento del sedimento sea de varios mm/año (Søndergaard, 2007).

La carga de nutrientes externa es el factor que altera directamente el contenido de nutrientes de un lago (Niemistö *et al.*, 2012) sin embargo, los sedimentos pueden ser temporalmente una importante fuente de nutrientes para un ecosistema con poca profundidad ya que estos son liberados de los sedimentos lacustres, influenciando las concentraciones de nutrientes en la columna de agua (Istvánovics, 2008).

La retención de nutrientes en sistemas acuáticos comienza con la disposición de material particulado en los sedimentos. El nitrógeno ingresa a los sedimentos como nitrógeno orgánico a través de procesos de sedimentación, así como también ingresa mediante procesos de difusión de agua suprayacente la cual contiene nitrógeno disuelto (Small *et al.*, 2013). Por su parte el fósforo es reconocido como el nutriente más crítico el cual limita la productividad en lagos, el suministro de este nutriente en la zona eufótica depende de la carga externa y también de la tendencia de los sedimentos de retener o liberar fósforo (Kaiserli *et al.*, 2002).

#### **4.3.1 Retención de fósforo**

Después de la reducción de la carga externa de nutrientes, la transferencia de P desde el sedimento hacia la columna de agua se convierte en una importante fuente de P (Wang *et al.*, 2012). En la mayoría de los lagos, hay un depósito neto de fósforo en los sedimentos; sin embargo, en lagos de niveles tróficos superiores, la liberación de fósforo puede exceder la sedimentación de este nutriente por periodos de semanas, meses e incluso años (Boström *et al.*, 1988; Zak *et al.*, 2010).

Existe relación entre la carga de nutrientes y el nivel trófico de los lagos. Los niveles de nutrientes no disminuyen rápidamente, las concentraciones de fósforo se mantienen altas debido a la liberación del fósforo desde los sedimentos. Los problemas causados por la alta carga interna del fósforo, incrementó el interés para investigar los mecanismos que gobiernan el intercambio de fósforo y el agua de lagos. El intercambio del fósforo entre el agua y los sedimentos es un proceso complejo que incluye interrelaciones físicas, químicas y biológicas que ocurren en 6 principales procesos de deposición de fósforo en el sedimento (Boström *et al.*, 1988; De Vicente *et al.*, 2012):

1. Sedimentación de minerales de fósforo procedentes de la cuenca, ocurre principalmente en zonas cercanas a las orillas.
2. Adsorción o precipitación del fósforo inorgánico con compuestos como: a). precipitación con hierro y manganeso b). adsorción y c). fósforo asociado con carbonatos.
3. Sedimentación de fósforo con materia orgánica alóctona.
4. Sedimentación del fósforo con materia orgánica autóctona
5. Adsorción directa de fósforo disuelto en el lago.
6. Procesos de transferencia en la superficie de los sedimentos.

#### **4.3.1.1 Liberación del fósforo desde los sedimentos hacia la columna de agua**

La liberación del fósforo desde los sedimentos hacia la columna de agua en lagos se produce por la movilización del fósforo resuspendido en las partículas del sedimento o después de la movilización del sedimento. Los procesos de movilización son comúnmente discutidos en conexión con el control de determinados factores ambientales, pero también se pueden clasificar de acuerdo con el tipo de propiedades físicas, químicas o reacciones bioquímicas:

1. Procesos químicos: desorción, disolución del fósforo que contiene precipitados, mecanismos de intercambio de iones
2. Procesos bioquímicos: procesos de mineralización, liberación del fósforo a partir de células vivas y autólisis de las células.

La carga interna de fósforo retenida en el sedimento se considera un importante mecanismo de retraso para la recuperación de lagos poco profundos que disminuyen las cargas de P en la columna de agua (Ahlgren *et al.*, 2011; Jensen and Andersen, 1992). Adicionalmente, se ha demostrado que las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  tienen un doble efecto sobre la liberación del fosfato de los sedimentos anóxicos; mantiene el hierro oxidado y estimula el aumento de hierro reducido favoreciendo el crecimiento de bacterias. Por su parte otros autores discuten la posibilidad de que  $\text{NO}_3^-$  puede favorecer la liberación de P desde los sedimentos mediante la estimulación de la actividad microbiana en general (Boström *et al.*, 1988; De Vicente *et al.*, 2012).

#### **4.3.1.2 Factores que influyen en los procesos de movilización del fósforo**

La movilización y fijación del fósforo se ven afectados por factores ambientales como temperatura, pH y potencial redox. El incremento de la temperatura facilita los procesos microbianos los cuales tienen relación directa con la movilización del fósforo a través de procesos bioquímicos. A su vez, los procesos microbianos modifican el ambiente químico, afectando los procesos físicos y químicos de movilización así como también los diferentes mecanismos de transporte.

Cuando la actividad microbiana aumenta, se incrementa el consumo de oxígeno y disminuye el potencial redox, cuando este disminuye para la mineralización de la materia orgánica se utilizan aceptores de electrones alternativos lo cual resulta en la producción de productos reducidos ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$  y otros) afectando el ciclo del fósforo. En la figura 3, se muestra los productos generados bajo condición aerobia y anaerobia y su relación con el potencial redox en sedimentos.

	POTENCIAL REDOX	ACEPTOR DE ELECTRONES	PRODUCTO
RESPIRACIÓN AEROBIA	+800 –	$O_2$	$\rightarrow H_2O$
RESPIRACIÓN ANAEROBIA			
Desnitrificación	+450 –	$NO_3^-$	$\rightarrow NO_2$ $N_2$
Reducción de sulfato	-150 –	$SO_4^{2-}$	$\rightarrow H_2S$
Metanogénesis	-250 –	$CO_2$	$\rightarrow CH_4$

Figura 3. Perfil vertical del potencial redox (mV) en sedimentos

Cuando el potencial redox se encuentra por debajo de 200 mv parte del  $Fe^{+3}$  en el sedimento superficial se reduce a  $Fe^{+2}$ , el fósforo y el hierro II se convierten en una solución, de esta forma el fósforo es liberado de los sedimentos.

Por su parte, cuando se incrementa el pH en la columna de agua la producción primaria aumenta, la cual al entrar en contacto con el sedimento disminuye la capacidad de unión del fosforo con compuestos como hierro y aluminio debido principalmente al intercambio de ligandos en las que los iones hidroxilo sustituyen el ortofosfato.

#### 4.3.2 Retención de nitrógeno

La retención de nitrógeno en lagos no solo ocurre como incorporación en el sedimento si no también vía desnitrificación donde el nitrato es aprovechado por las bacterias para degradar la materia orgánica (Wetzel, 2001). De esta forma el nitrato se convierte en amonio,  $N_2O$ , nitrógeno libre y otros compuestos que se difunden en la fase acuosa y por tanto se libera a la atmosfera. En la figura 4 se muestran las transformaciones biogeoquímicas del nitrógeno.

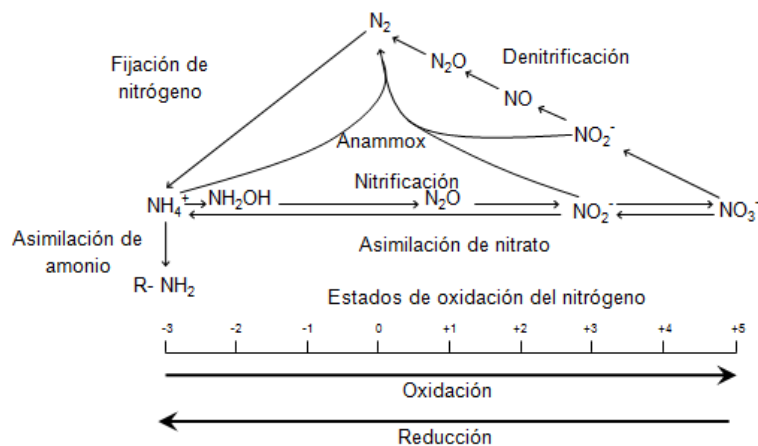


Figura 4. Transformaciones biogeoquímicas del nitrógeno

Fuente: adaptado de Cabello *et al.*, (2004)

El nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ) puede ser fijado por diversos microorganismos formando parte de la materia orgánica como nitrógeno orgánico y por tanto incorporado al agua. El nitrógeno fijado pasa a formar parte de los microorganismos en forma de compuestos orgánicos, cuando se produce la muerte celular de esta materia orgánica se produce la descomposición de la misma, produciendo una liberación de amonio, debido a que los microorganismos al realizar la descomposición de esta materia orgánica liberan nitrógeno amoniacal, proceso conocido como amonificación.

Existe también el proceso contrario conocido como la asimilación de amonio en donde los organismos consumen amonio como nutriente necesario para su desarrollo y se convierte en parte de su biomasa como nitrógeno orgánico. En el ciclo del nitrógeno es importante el proceso de nitrificación que consiste en la oxidación del amonio produciendo nitratos, previo paso por nitrito, el cual es llevado a cabo generalmente por bacterias autótrofas quimiosintéticas (Nitrosomonas y Nitrobacter). La primera fase consiste en la oxidación de amonio a nitrito realizada principalmente por el género Nitrosomonas y una segunda fase consistente en la oxidación de nitrito a nitrato llevada a cabo generalmente por el género Nitrobacter.

Los nitratos pueden tener varias transformaciones, una de ellas es la reducción asimilativa del mismo, donde el nitrato es adsorbido y reducido a amonio antes de pasar a formar parte de la biomasa. Otra de las transformaciones a la que está sujeto el nitrato es la reducción no asimilativa, donde el nitrato es reducido en condiciones anaerobias a amonio principalmente por bacterias y cianobacterias que se encuentran presentes en el medio acuático. Se resalta que en este proceso el nitrógeno se conserva dentro del medio, lo que no ocurre en el proceso de desnitrificación.

El proceso de desnitrificación, es un proceso que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno aunque pueden existir otros aceptores de electrones. El proceso consiste en la reducción del  $NO_3^-$  a cualquier especie de nitrógeno gaseoso generalmente  $N_2$  o  $N_2O$ . Las bacterias que llevan a cabo el proceso emplean como fuente de carbono la materia orgánica y como aceptor final de electrones el nitrato en ausencia de oxígeno.

La desnitrificación es un proceso importante en el ciclo del nitrógeno ya que se constituye en una salida del sistema debido a que disminuye la cantidad disponible para los productores primarios puesto que los productos finales gaseosos no son utilizados y se difunden fácilmente a la atmósfera. Otro proceso es la oxidación anaeróbica del amonio, proceso realizado por bacterias especializadas capaces de desnitrificar nitrato utilizando amonio como dador de electrones, proceso conocido también como Anammox.

#### **4.4 Gases de efecto invernadero en ecosistemas acuáticos**

El efecto invernadero se conoce como la absorción que realiza la atmósfera de la radiación térmica emitida por la tierra y océanos, la cual es irradiada nuevamente hacia la tierra incrementando la temperatura de la superficie de la misma, proceso natural que permite que en la tierra exista vida. Sin embargo las actividades humanas, principalmente la quema de combustibles fósiles y la tala de bosques, han intensificado el efecto invernadero natural provocando el calentamiento global. Dentro de los gases de efecto invernadero más importantes se encuentran el  $CO_2$ ,  $CH_4$ , y  $N_2O$  (Le Treut *et al.*, 2007).

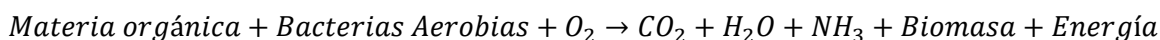
Los ecosistemas acuáticos son una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero, las cuales están reguladas en gran parte por la calidad en la columna de agua, el ciclo de

descomposición y acumulación de la materia orgánica en el ecosistema, que a su vez se ve afectada por la descomposición vegetal y su posterior acumulación en el sedimento (Hughes, 2000; McKee *et al.*, 2002).

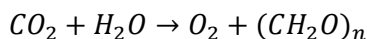
#### 4.4.1 Dióxido de carbono

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el medio de transferencia de carbono más rápido de la naturaleza; es fijado naturalmente por los organismos fotosintéticos y es devuelto a la atmósfera a través de la respiración. El CO<sub>2</sub> es el principal gas de efecto invernadero de origen antropogénico, su concentración se ha elevado al menos 100 ppm desde la era pre-industrial.

El CO<sub>2</sub> es un gas soluble en agua transportado en la columna de agua, el sedimento y en la atmósfera mediante procesos de advección y difusión, así como también puede evolucionar a partir de los sedimentos por medio de burbujes. Parte del carbono orgánico afluente a los lagos y humedales procedente de las cuencas, es respirado como CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera (Repo *et al.*, 2007) y en el caso de los cuerpos eutrofizados, a pesar de la alta producción primaria autóctona (generación de fitoplancton) que vía fotosíntesis podría consumir CO<sub>2</sub>, éstos pueden ser fuentes netas de carbono (Huttunen *et al.*, 2003). El proceso de producción de CO<sub>2</sub> se resume en la siguiente reacción:



Como cualquier proceso bioquímico la fotosíntesis se representa por una ecuación global, que en este caso resume una reacción de óxido-reducción en la que el H<sub>2</sub>O cede electrones (en forma de hidrógeno) para la reducción del CO<sub>2</sub> a glúcidos (CH<sub>2</sub>O)<sub>n</sub>, con liberación de O<sub>2</sub>. La fijación de CO<sub>2</sub> por fotosíntesis está representada por la siguiente ecuación:



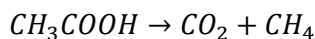
#### 4.4.2 Metano

El metano (CH<sub>4</sub>) es el principal producto de la digestión anaerobia de materia orgánica, es producido por fuentes naturales y antropogénicas. Los humedales son la principal fuente natural de CH<sub>4</sub> y la producción de energía, el manejo y disposición de residuos, la ganadería, la agricultura y la quema de biomasa son fuentes antropogénicas (Denman *et al.*, 2007).

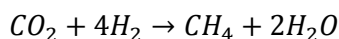
Las fuentes de CH<sub>4</sub> atmosférico son principalmente de origen biológico (70-80%) y los humedales son considerados como importantes fuentes emisores de este gas, contribuyendo con el 40-55% de las emisiones anuales globales (Bodelier and Laanbroek, 2004).

La emisión de metano a la atmósfera en los humedales no solo depende de la metanogénesis sino también de la oxidación y el transporte del sedimento a la atmósfera (Christensen *et al.*, 2003; Tauchnitz *et al.*, 2008). La producción de CH<sub>4</sub> se obtiene bajo condiciones altamente reducidas por distintas bacterias que dependiendo del sustrato que utilizan se dividen en los siguientes grupos fisiológicos (Torres-Alvarado *et al.*, 2005)

Grupo I: Pertenece a este grupo de microorganismos el género *Methanosaeta* el cual se caracteriza por producir metano utilizando exclusivamente acetato como sustrato, de acuerdo a la siguiente reacción:



Grupo II: Incluye géneros de bacterias como *methanobacterium*, *methanobrevibacter* y *methanogenium*, los cuales se caracterizan por producir metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono.



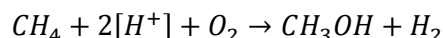
Grupo III: Comprende los géneros bacterianos *methanobolus* y *methanococcus*, que producen metano a partir de compuestos metilados como el metanol y las metilaminas.



Grupo IV: Comprende al género *methanosarcina* capaz de producir metano a partir acetato, hidrógeno y compuestos metilados.

Por otra parte se encuentra la oxidación de metano, proceso que ocurre en presencia moderada de oxígeno (oxidación aerobia) y en ausencia de oxígeno (oxidación anaerobia). La oxidación aerobia se produce por bacterias de los géneros *Methylococcus*, *Methylomonas* y bacterias nitrificantes como *Nitrosomonas Europea* y *Nitrosococcus Oceanus*. Las bacterias metanotróficas son abundantes en la columna de agua, en la interface aerobia del sedimento – agua, así como en la zona de la rizosfera.

La oxidación aerobia se ve representada mediante la siguiente ecuación:



Por su parte, la oxidación anaerobia se realiza principalmente en los humedales por varios grupos de *Archaea*, en la zona de transición de reducción de sulfato y metanogénesis y se ve representada mediante la siguiente ecuación:



La eutrofización de cuerpos hídricos incrementa la producción primaria autóctona, lo que genera ausencia de  $O_2$  y consecuentemente pueden predominar los procesos biológicos anaerobios, aumentando así la generación de  $CH_4$  (Liikanen and Martikainen, 2003).

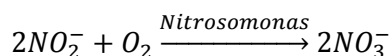
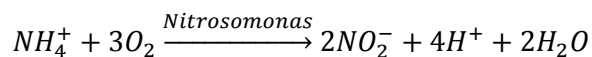
#### 4.4.3 Óxido nitroso

El óxido nitroso ( $N_2O$ ) es producido durante el proceso de desnitrificación como un subproducto intermedio en la transformación de los nitratos en nitrógeno molecular gaseoso. Los océanos y el suelo son las principales fuentes naturales de  $N_2O$ . El uso de fertilizantes en la agricultura, la quema de biomasa, la ganadería y la disposición de residuos son fuentes antropogénicas (Denman *et al.*, 2007).

La producción de  $N_2O$  es sensible a una variedad de procesos y variables tales como aumento de nitrógeno inorgánico que puede promover la nitrificación en ambientes oxigenados y desnitrificación en ambientes anóxicos (Cole and Caraco, 2001). El  $N_2O$  se produce en la nitrificación a partir de la

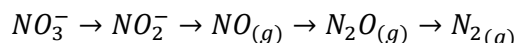
oxidación del  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  ó en la desnitrificación, como un intermediario en la reducción de  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$ , acorde con las siguientes reacciones:

### **Nitrificación**



El  $\text{NH}_4^+$  y el  $\text{O}_2$ , sustratos claves para la nitrificación, son por tanto esenciales para la producción de  $\text{N}_2\text{O}$  si no hay una fuente externa de  $\text{NO}_3^-$  (Liikanen and Martikainen, 2003). Por otra parte, cuando hay una fuente externa de nitrógeno en forma de  $\text{NO}_3^-$ , la baja disponibilidad de  $\text{O}_2$  puede promover la generación de  $\text{N}_2\text{O}$  pues éste puede formarse en procesos de nitrificación y de desnitrificación incompletas (Huttunen *et al.*, 2003).

### **Desnitrificación**



Cada paso tiene una velocidad específica que depende de las características cinéticas de cada enzima, si las enzimas involucradas en los últimos pasos son menores que la velocidad de reacción de la primera etapa habrá acumulación de intermediarios. La reducción del óxido nitroso es la etapa más lenta durante la reducción de nitrato a  $\text{N}_2$  lo que facilita la acumulación de  $\text{N}_2\text{O}$ .

## **4.5 Factores que influyen en la generación de GEI en sedimentos**

Existen diversos factores fisicoquímicos que afectan la producción de GEI en sedimentos de cuerpos acuáticos, razón por la cual es necesaria la caracterización del suelo y del agua en los estudios, para entender su función en la liberación/absorción de gases y realizar una correcta evaluación del papel de estos humedales en su emisión.

En el sedimento de los humedales prevalecen diversas condiciones bióticas y abióticas. Los procesos microbianos que afectan la producción de GEI son regulados por muchos parámetros incluyendo la disponibilidad del oxígeno, temperatura del sedimento, potencial redox del sedimento (Eh), pH, y disponibilidad de fuentes C y N (Bauza *et al.*, 2002).

*El oxígeno:* su disponibilidad influye en la producción de estos gases, disminuyendo la liberación de  $\text{CH}_4$ , aumentando vía nitrificación la producción del  $\text{N}_2\text{O}$  y oxidando el carbono orgánico a  $\text{CO}_2$  (Liikanen and Martikainen, 2003).

*Temperatura:* muchos autores coinciden en que la temperatura es un factor que incrementa la velocidad de producción de  $\text{CH}_4$ , cuando la fuente de materia orgánica es suficiente y su efecto puede ser cuantificado mediante la ecuación de Arrhenius (Chapman *et al.*, 1996).

*Potencial Redox (Eh):* Es considerado uno de los principales factores que afectan la emisión de gases en ecosistemas de humedales. Algunos investigadores deducen la producción de gases en sus modelos matemáticos básicamente del cálculo del Eh a través de las ecuaciones de Nerst y de Michaelis-Menten (Li, 2000). La reducción del potencial de oxidación, por ejemplo, en los sitios



donde la vegetación es eliminada puede producir incremento en la emisión de metano, ya que la destrucción de la vegetación interrumpe el transporte de oxígeno al interior del sedimento a través del sistema de rizomas, alterando el Eh (Giani *et al.*, 1996). Por otro lado, la emisión de  $N_2O$ , también se ve afectada con el cambio de Eh ya que la nitrificación ocurre a valores de Eh superiores a 200 mV razón por la cual el  $N_2O$  es producido principalmente por nitrificación en los primeros 10 cm del sedimento (Bauza *et al.*, 2002).

*Los sulfatos:* tienen un efecto negativo sobre la producción de metano (Yi Lu *et al.*, 1999), la presencia de sulfatos puede actuar por dos mecanismos: a) el metano es consumido por las bacterias sulfato-reductoras; b) la sulfato-reducción y la metanogénesis compiten por los donadores de electrones disponibles y en algunos ecosistemas la sulfato-reducción se correlaciona significativamente con el Eh (Alongi *et al.*, 1999).

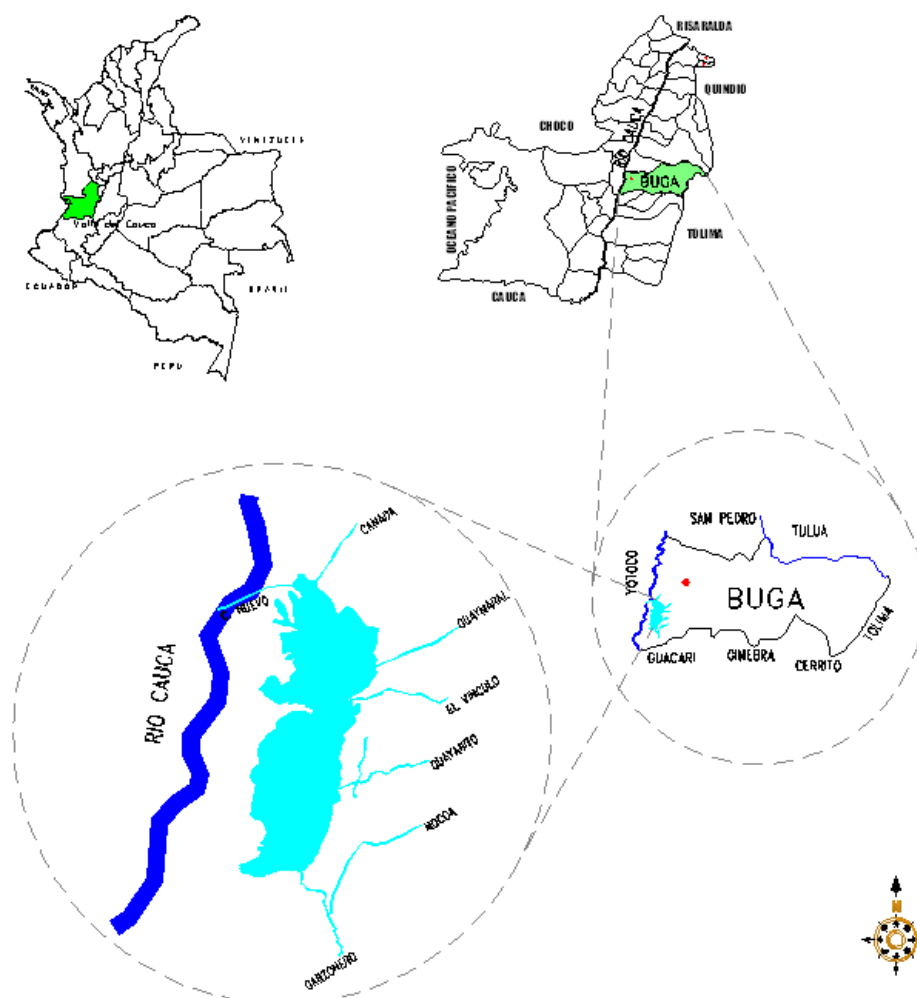
*Amonio ( $NH_4^+$ ):* se han observado variaciones diarias de los flujos de  $N_2O$ , asociadas a la disponibilidad de  $NH_4^+$  en el sedimento, de acuerdo a Liikanen y Martikainen (2003) en lagos eutrofizados las dinámicas de  $N_2O$  y  $CH_4$  son reguladas principalmente por la disponibilidad de oxígeno más que por la adición de  $NH_4^+$ , sin embargo Wilde and Bie (2000) mostraron que las emisiones de  $N_2O$  en un estuario de Schelde (Europa) están controladas por la concentración de  $NH_4^+$ .

## 5 METODOLOGÍA

### 5.1 Área de estudio

El trabajo experimental fue desarrollado en la Laguna de Sonso o del Chircal ubicada en la margen derecha del Río Cauca a 5 km al sur de la ciudad de Buga; dicha Laguna, se constituye en el mayor ecosistema autóctono que existe en el valle aluvial del Río Cauca. Su principal fuente alimentadora es el río Cauca y un sistema de acequias intermitentes. Se extiende de Sur a Norte a lo largo de 12 km y ocupa un área total de 2045 Has, de las cuales 745 corresponden al espejo de agua, y las 1300 Has restantes constituyen el anillo de zona de amortiguación.

La Laguna de Sonso está en jurisdicción de los municipios de Buga y Yotoco en el Departamento del Valle del Cauca encontrándose enmarcada por los siguientes límites generales: Norte; carretera Buga-media canoa, Sur; río Sonso, Occidente; río Cauca, Oriente; por una línea alejada de la laguna aproximadamente 2 km (Ver Figura 5).



**Figura 5. Localización General de la Laguna de Sonso en el Contexto Nacional, Departamental y Regional.**

Fuente: El autor

## 5.2 Descripción del sistema Laguna de Sonso

La Laguna de Sonso recibe aportes de agua provenientes de la precipitación, las aguas subterráneas y un sistema de acequias intermitentes (Canadá, San Isidro, La Esperanza, Guaymaral, Santa Mónica, La Gloria, El Vínculo, La Guaira, Guayabito, Mocoa y Garzonero) que se originan en la vertiente occidental de la cordillera central, las cuales además de transportar aguas lluvias en épocas de invierno transportan hacia la laguna escorrentías agrícolas (Hernández, 2005). Las acequias tributarias se indican en la Figura 6.

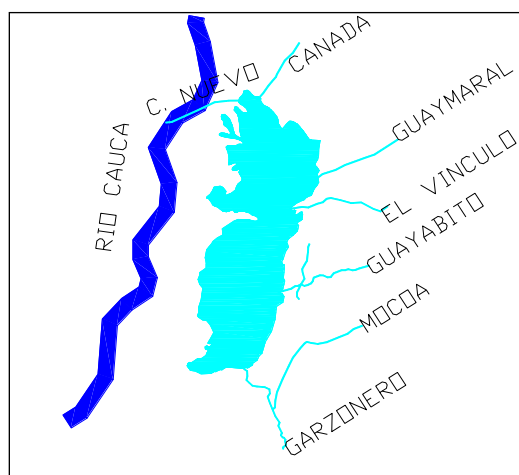


Figura 6. Sistema de Acequias Intermitentes en la Laguna de Sonso

## 5.3 Definición del protocolo de monitoreo

Un aporte importante de este trabajo fue la estandarización de un protocolo de monitoreo que permitiera estudiar la influencia de diferentes concentraciones de N y Pasociadas a diferentes niveles de eutrofización en las emisiones de GEI generadas por los sedimentos extraídos de diferentes puntos de la Laguna de Sonso.

Inicialmente una exhaustiva revisión de literatura guió las bases iniciales del protocolo, el cual finalmente fue adaptado a las condiciones que ofrece nuestro contexto, relacionadas con la disponibilidad de equipos, características del sedimento y disponibilidad de recursos entre otros. Así, este protocolo puede ser replicado en otras investigaciones y otras zonas del país. Una mayor descripción del protocolo de medición de GEI en los sedimentos de un lago eutrofizado se muestra en el Anexo A.

### 5.3.1 Puntos de muestreo de sedimentos

De acuerdo a lo reportado en la literatura, las características de los sedimentos en los humedales, pueden variar espacialmente y por tanto afectar la producción de gases de efecto invernadero. En este sentido, los sedimentos se tomaron de 4 puntos de muestreo los cuales fueron seleccionados teniendo en cuenta características propias de la Laguna de Sonso tales como calidad de agua, vertimientos de aguas residuales, procesos de sedimentación y vegetación predominante. En este orden, los puntos de muestreo de donde se tomaron los sedimentos presentaron las siguientes características (Ver Figura 7):

- *Punto influenciado por procesos de Sedimentación (P1):* Localizado en la zona norte del ecosistema lagunar, en este existe intercambio de agua y sedimentos con el Río Cauca.

- *Punto influenciado por vertimientos de aguas residuales (P2)*: Localizado al oriente de la Laguna de Sonso, en éste influyen los vertimientos de tipo doméstico e industrial y la escorrentía difusa de cultivos de caña.
- *Punto Sin Cobertura Vegetal (P3)*: Localizado en la zona central de la Laguna de Sonso, sin presencia de vegetación y baja influencia de procesos de sedimentación.
- *Punto Influenciado por Cobertura Vegetal (P4)*: Localizado al sur de la Laguna de Sonso con presencia de *Eichornia Crassipes* (Buchón de Agua), vegetación característica de este ecosistema.



Figura 7. Puntos de muestreo sedimento – Laguna de Sonso  
Fuente: el autor

### 5.3.2 Niveles de eutrofización

Con el propósito de evaluar la influencia de diferentes concentraciones de N y P en las emisiones de gases de efecto invernadero emitidos por los sedimentos, en el laboratorio se simularon mediante preparación de agua sintética tres condiciones de eutrofización, definidas conforme al grado de eutrofización que presenta la laguna de Sonso. La información bases para esta definición fueron los datos de parámetros fisicoquímicos y concentraciones de nutrientes monitoreados entre los años 2007 y 2010 por la Corporación Autónoma del Valle del Cauca (Ver Tabla 2).

Tabla 2. Calidad de agua Laguna de Sonso (2007-2010)

Parámetro	Unidad	Zona Norte			Zona Centro			Zona Sur		
		Min	Prom	Máx	Min	Prom	Máx	Min	Prom	Máx
OD	mg O <sub>2</sub> /l	0.50	3.67	7.36	0.80	3.41	5.75	1.02	3.05	5.60
Fosfatos	mg PO <sub>4</sub> /l	0.02	0.07	0.17	0.12	0.26	0.40	0.04	0.07	0.09
P Total	mg P/l	0.07	0.17	0.29	0.10	0.24	0.48	0.08	0.15	0.25

Parámetro	Unidad	Zona Norte			Zona Centro			Zona Sur		
		Min	Prom	Máx	Min	Prom	Máx	Min	Prom	Máx
N Total	mg N-NH <sub>3</sub> /l	2.08	3.37	6.77	2.10	3.35	5.14	2.66	4.42	8.02
N Amoniacal	mg N-NH <sub>3</sub> /l	1.06	1.56	2.33	1.14	1.75	2.66	1.14	2.52	6.96
Nitratos	mg NO <sub>3</sub> /l	0.40	0.94	2.89	0.41	2.27	4.48	0.73	2.14	3.55
Nitritos	mg NO <sub>2</sub> /l	0.0018	0.0080	0.0242	0.002	0.018	0.066	0.002	0.011	0.030

Fuente: Laboratorio Ambiental - CVC

Considerando que las concentraciones máximas de nutrientes fundamentales como nitrógeno y fósforo total alcanzan 6.77mg/l y 0.48 mg/l, respectivamente, la Laguna de Sonso presenta tendencia hipereutrófica (Yang et al.,(2008). Para la presente investigación se establecieron las concentraciones de N y P que se muestran en la Tabla 3, las cuales representan los estados mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico según los recomendado por Yang *et al.*,(2008).

Tabla 3. Concentraciones de NT y PT Definidas para cada Nivel de Eutrofización

Estado Trófico	NT (mg/l)	PT (mg/l)
Hipereutrófico	2.77	0.13
Eutrófico	1	0.03
Mesotrófico	0.5	0.01

#### 5.4 Montaje y diseño experimental

Los sedimentos provenientes de cada punto de muestreo fueron extraídos de la Laguna de Sonso mediante un muestreador de sedimentos (Ver Figura 8) los cuales fueron tomados a una profundidad de 10 cm contados a partir de la superficie más alta del mismo. Una vez tomadas las muestras y almacenadas en recipientes, se transportaron al laboratorio en neveras portátiles garantizando una temperatura inferior de 4°C y en condiciones de oscuridad para evitar actividad biológica antes del montaje experimental. Previa a la incubación de los sedimentos en el laboratorio se realizó un análisis de las condiciones iniciales que consistió en el análisis de materia orgánica (microdigestión DQO), nitrógeno total (método espectrofotométrico) y fósforo total (método espectrofotométrico) (Apha, 1976).



Figura 8. Muestreador de sedimentos – Laguna de Sonso

Las unidades experimentales fueron construidas empleando botellas de vidrio de volumen 500 ml provistos de tapones de goma equipados con dos llaves de paso y mangueras que facilitaron el muestreo del gas y de la columna de agua. De igual forma a cada uno de los reactores se adaptaron bolsas herméticas con el fin de reducir los efectos de la presión del gas (Stadmark and Leonardson, 2005). Los reactores batch construidos se muestran en la Figura 9.



Figura 9. Configuración reactores batch

A cada una de las unidades experimentales se adicionaron 80 ml de sedimento y 160 ml de agua sintética. Las muestras tanto de agua sintética como de gases fueron tomadas conforme a lo recomendado en el protocolo que se encuentra en el Anexo A. Las jornadas de muestreo fueron llevadas a cabo de acuerdo a los intervalos de tiempo definidos para la evaluación de GEI.

Para evaluar la influencia de los nutrientes (N y P) en los gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) generados en los sedimentos de un humedal natural eutrofizado se realizó un diseño experimental de medidas repetidas por dos factores con covariables, en el cual la unidad de análisis es la Laguna de Sonso y las unidades muestrales las constituyen las muestras de sedimentos extraídas de la Laguna. Las variables de respuesta son las concentraciones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$  y los factores de estudio considerados son el grado eutrófico de la laguna y los diferentes puntos de muestreo del sedimento, los cuales se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4. Factores y niveles contemplados en el diseño experimental estadístico	
Factores	Niveles
Niveles de Eutrofización	Estado Mesotrófico (M)
	Estado Eutrófico (E)
	Estado Hipereutrófico(H)
	Sin Nutrientes (SN)
Puntos de Muestreo	P1
	P2
	P3
	P4

Considerando los sedimentos de 4 puntos de muestreo, 3 estados de eutrofización y 1 control, en total se estudiaron 16 tratamientos. Para el estudio de cada uno de ellos se realizó el montaje de 11 unidades experimentales, de las cuales 8 unidades se emplearon para realizar el seguimiento de los parámetros fisicoquímicos en 8 períodos de tiempo correspondientes a 0, 24, 72, 120, 192, 312, 480

y 744 horas. Las tres unidades experimentales restantes se emplearon para el muestreo de gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O), de esta forma se obtuvieron mediciones de gases por triplicado.

## 5.5 Análisis de laboratorio

### 5.5.1 Determinación de concentraciones de GEI

Las muestras gaseosas fueron analizadas para determinar las concentraciones de GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O).

CO<sub>2</sub>: Las concentraciones de CO<sub>2</sub> se midieron mediante un espectrofotómetro de infrarrojos Qubit S151 (Logigo systems, Dinamarca) empleando 75 ml.min<sup>-1</sup> de aire como fase móvil y estableciendo la temperatura del inyector igual a la temperatura ambiente.

CH<sub>4</sub>: Las concentraciones de CH<sub>4</sub> se analizaron por cromatografía de gases (Shimadzu Co, Japon) equipado con un detector de ionización de llama (FID), una columna Porapak Q (80-100 mesh) de 2 m de longitud y 2 mm de diámetro interno, la temperatura del inyector, columna y detector fueron 80, 70 y 320 °C, respectivamente. La velocidad de flujo del gas portador (N<sub>2</sub>) fue 22 ml.min<sup>-1</sup>.

N<sub>2</sub>O: Las concentraciones de N<sub>2</sub>O fueron analizadas mediante cromatografía de gases (Shimadzu Co, Japon) equipado con un detector de captura de electrones (ECD) y una columna Porapak Q (80 – 100 mesh) de 2 metros de longitud y 2 mm de diámetro interno, la temperatura del inyector, columna y detector fueron 80, 70 y 320 °C, respectivamente. La velocidad de flujo del gas portador (N<sub>2</sub>) fue 22 ml.min<sup>-1</sup>.

### 5.5.2 Determinación de concentraciones de materia orgánica y nutrientes en el agua

Durante la etapa experimental se realizaron mediciones de parámetros fisicoquímicos *in situ*, contenido de materia orgánica y nutrientes a la fase líquida mediante la medición de los parámetros consignados en la Tabla 5 con las respectivas técnicas de medición empleadas.

Tabla 5. Tabla resumen de parámetros fisicoquímicos y técnicas analíticas

Medición de parámetros fisicoquímicos	
Parámetro	Técnica analítica
Temperatura	Medición directa empleando termómetro
pH	Medición directa empleando pH-metro
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Microdigestión de DQO
Medición de parámetros fase líquida – Reactores batch	
Parámetro	Técnica analítica
NH <sub>3</sub> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
NO <sub>2</sub> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR

Medición de parámetros fisicoquímicos	
Parámetro	Técnica analítica
	2700
N Total	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR
	2700
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR
	2700
P Total	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR
	2700

## 5.6 Análisis estadístico de los datos

Se aplicó estadística descriptiva a las covariables (pH, T, DQO, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NT, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>y PT) medidas en el agua sintética con el fin de identificar patrones de comportamiento. Adicionalmente, se evaluaron las covariables antes mencionadas como posibles parámetros predictores de las concentraciones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O obtenidas en cada uno de los tratamientos mediante la aplicación de modelos lineales mixtos, los cuales fueron procesados utilizando el sistema estadístico R.

Las concentraciones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> se ajustaron mediante transformación logarítmica a fin de obtener una distribución normal de los datos, para ello se realizaron pruebas de normalidad Shapiro Wilk y Anderson-Darling. Se analizaron las concentraciones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en función de los estados de eutrofización, concentraciones de DQO, Fósforo total, Fosfatos, Nitrógeno total, Nitritos, Nitratos, y Nitrógeno amoniacal obtenidas en las ocho mediciones realizadas en el tiempo para determinar si estos parámetros fueron predictores significativos de las concentraciones obtenidas.

Para validar los modelos lineales mixtos obtenidos en cada uno de los puntos de muestreo se comprobaron los siguientes supuestos: i). No existe correlación entre las variables predictoras ii). Los residuales experimentales aleatorios son independientes iii). Los residuales experimentales siguen una distribución normal con media igual a cero.

Finalmente, con cada uno de los modelos lineales obtenidos se estimó el factor de ajuste entre las concentraciones transformadas tanto de CO<sub>2</sub> como de CH<sub>4</sub> y las concentraciones ajustadas mediante el modelo, siendo válidos los coeficientes superiores a 0.80, ya que este coeficiente indica la variabilidad explicada por el modelo. Cuanto mayor sea este coeficiente más predecible es la variable de respuesta en función de las variables contempladas en el modelo.

A las concentraciones de N<sub>2</sub>O se aplicó la metodología de modelos lineales mixtos, sin embargo por su comportamiento en el tiempo no fue posible ajustarse a un patrón de comportamiento, por lo cual el análisis estadístico de las concentraciones de N<sub>2</sub>O se realizó de forma descriptiva contrastándolas con las concentraciones de DQO, Fósforo total, Fosfatos, Nitrógeno total, Nitritos, Nitratos, y Nitrógeno amoniacal obtenidas en las ocho mediciones realizadas en el tiempo.



## 6 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 6.1 Condiciones iniciales de los sedimentos extraídos de la Laguna de Sonso

Tabla 6. Condiciones iniciales de los sedimentos en la Laguna de Sonso

Punto de Muestreo	DQO	Fósforo Total	Nitrógeno Total
	mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	mg P l <sup>-1</sup>	mg N l <sup>-1</sup>
P1	2085	89.2	3960
P2	1335	76.8	3360
P3	1410	68.8	3560
P4	1560	53.6	5120

P1) Influenciado por procesos de sedimentación P2) Influenciado por vertimientos de aguas residuales P3) Sin cobertura vegetal P4) Influenciado por cobertura vegetal

Las concentraciones de DQO, fosforo total (PT) y nitrógeno total (NT) medidas para cada uno de los sedimentos extraídos de los diferentes puntos se muestran en la Tabla 5. Así, las mayores concentraciones de fosforo y nitrógeno total se registraron en los sedimentos procedentes de P1 y P4, los cuales están influenciados por el deterioro de la calidad del agua del Río Cauca en dicha zona y la vegetación presente en la laguna, respectivamente.

En el año 2012, la calidad de agua del Río Cauca, en su paso por la estación de monitoreo de CVC localizada en Mediacanoa tuvo un ICA (Índice de Calidad de Agua) <30 e ICOMO (Índice de contaminación por materia orgánica) >0.7 (CVC, 2012). Estos resultados evidencian que el agua del Río Cauca, se puede catalogar de mala calidad (Valor ICA entre 19-36) y de alta contaminación (Valor ICOMO entre 0.6-0.8). Esto principalmente se debe a los vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales que recibe aguas arriba procedentes de municipios como Cali, Yotoco, Vijes y Yumbo. (CVC, 2001). Dado que el Río Cauca hace intercambio de agua con la Laguna de Sonso, las concentraciones de DQO, PT, NT, observadas en los sedimentos en P1, están afectadas por la contaminación de este Río.

Por otra parte, el contenido de nutrientes especialmente N en los sedimentos de P4 permite explicar la presencia en exceso de vegetación en esta zona (*Eichornia Crassipes*), siendo este un indicador de eutrofización de la Laguna de Sonso. El crecimiento en exceso de plantas acuáticas hace que en la columna de agua se dé inicio al agotamiento de oxígeno ya que la proliferación de estas dificultan la entrada de luz e inciden negativamente en los procesos normales de fotosíntesis, disminuyendo de esta forma las concentraciones de oxígeno disuelto. Adicionalmente, las concentraciones de N en los sedimentos de P4 pueden estar asociadas al contenido de nitrógeno que presenta la vegetación predominante la cual en su etapa de decaimiento, se descompone y se incorpora en los sedimentos.

## 6.2 Evaluación de parámetros fisicoquímicos, concentraciones de materia orgánica y nutrientes.

El comportamiento de pH y temperatura en el tiempo se indica en la figura 10 y 11, respectivamente. En el inicio del experimento (0 horas) el pH en los reactores para todos los tratamientos se encuentra cercano a la neutralidad con valores que oscilan entre 6.65 y 7.02 unidades. Para todos los tratamientos a las 120 horas se registra un incremento de pH asociado posiblemente al comportamiento de la temperatura, la cual a las 120 horas registra un leve incremento, al aumentar la temperatura la solubilidad de los gases que se generan en los reactores disminuye, por lo tanto el descenso de la solubilidad del CO<sub>2</sub> pudo provocar un aumento en el pH.

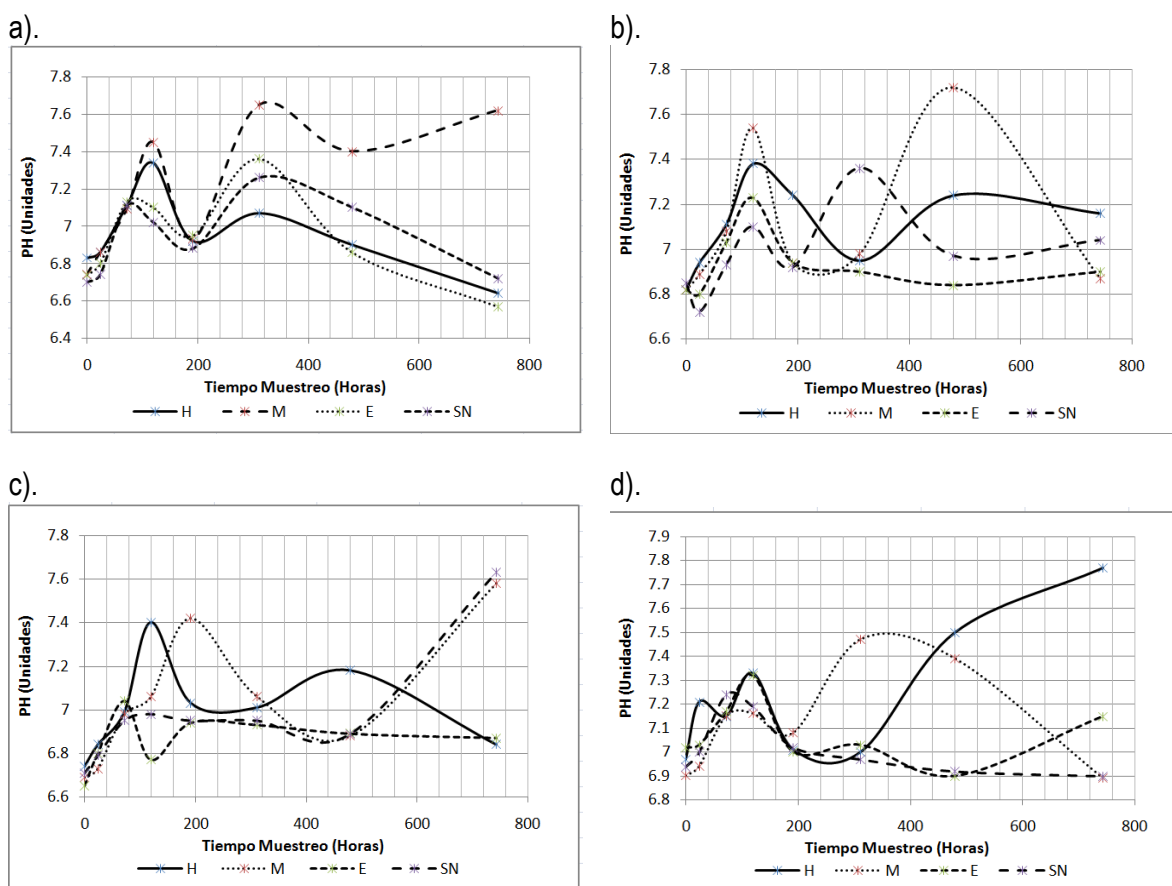


Figura 10. Comportamiento de pH  
a) P1 b) P2 c) P3 d) P4

En general, el pH y la temperatura no presentan variaciones notorias desde el punto de vista comparativo de los diferentes estados de eutrofización en los diferentes tratamientos, indicando que son parámetros que no se ven influenciados por las condiciones de eutrofización y que tienden a ser estables en el tiempo. Adicionalmente, cabe resaltar que todos los reactores se mantuvieron a temperatura ambiente la cual osciló en un rango de 23°C – 26.5°C.

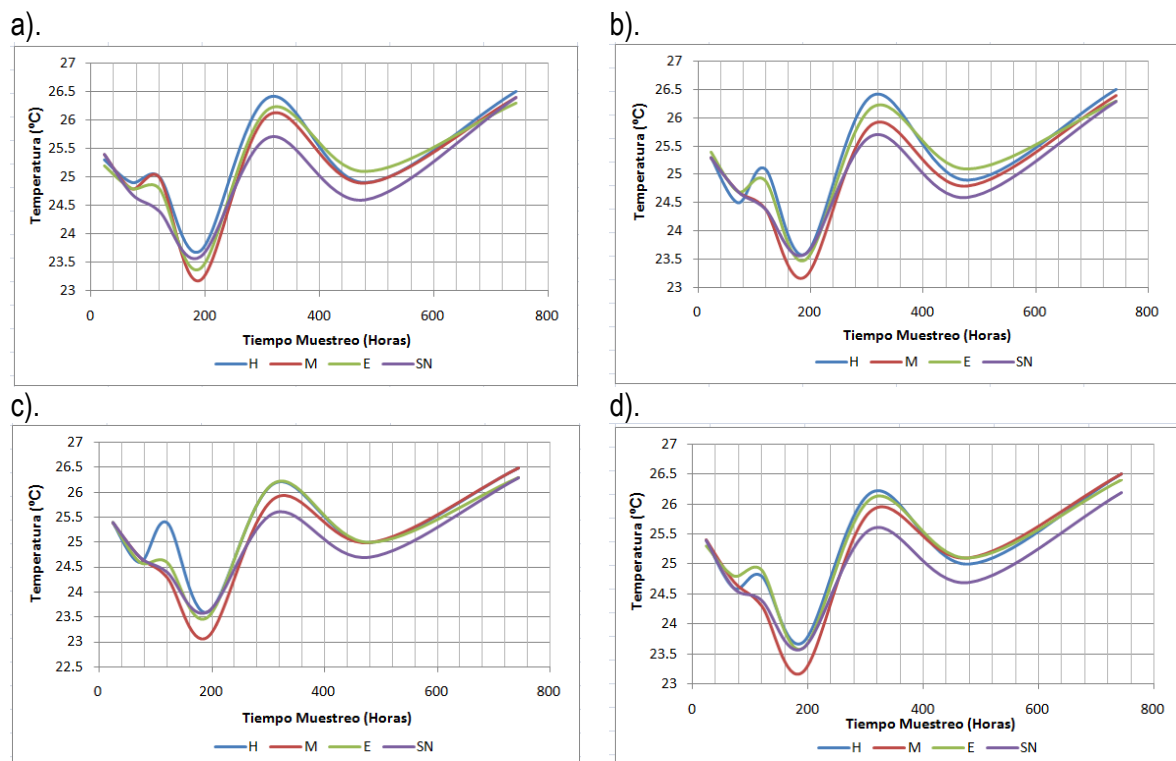
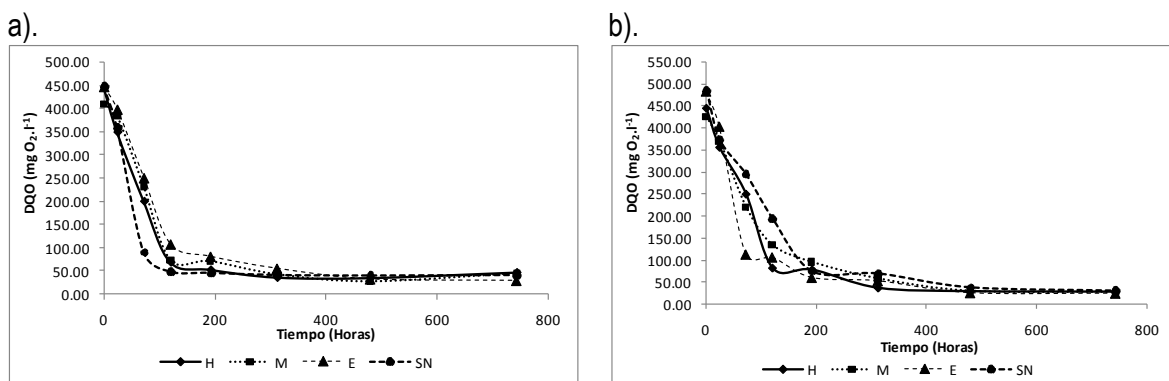


Figura 11. Comportamiento de la temperatura

a) P1 b) P2 c) P3 d) P4

En este estudio se hizo seguimiento a la temperatura interna de los diferentes tratamientos teniendo en cuenta que en estudios realizados por Liikanen *et al.*, (2002c) y Stadmark y Leonardson (2005) encontraron que la producción de gases como  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  incrementa al aumentar la temperatura tanto en condiciones oxicas como anóxicas.

Por otra parte, en cada uno de los tratamientos se evaluó la evolución en el tiempo de la materia orgánica medida en términos de DQO, la cual se muestra en la Figura 12.



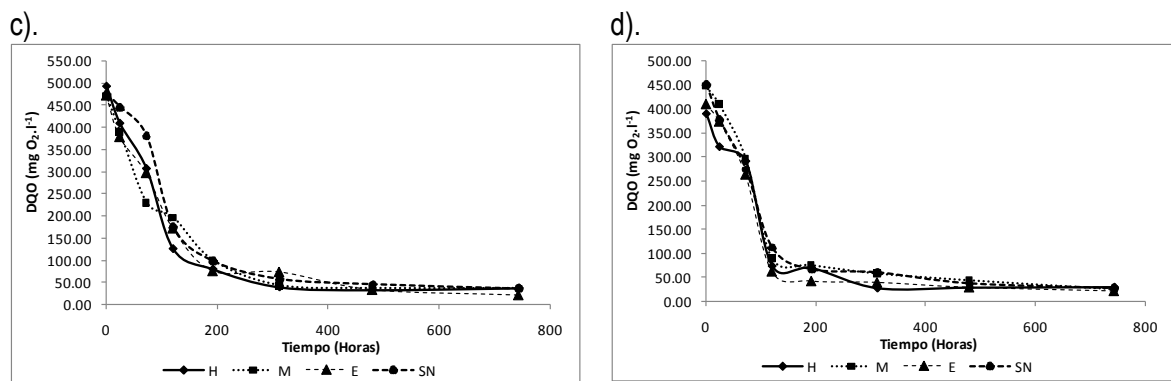


Figura 12. Comportamiento de la materia orgánica en términos de DQO

a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

En la figura 12, se observa que la concentración inicial de DQO en todos los tratamientos en promedio oscila alrededor de 450.3 mg O<sub>2</sub>.l<sup>-1</sup>, concentración garantizada mediante la adición de acetato de sodio para estimular la actividad microbiana en la degradación de la materia orgánica disponible. A lo largo de las 744 horas de estudio la materia orgánica es consumida, registrándose un descenso pronunciado a las 120 horas, momento a partir del cual las concentraciones de DQO son inferiores a 100 mg O<sub>2</sub>.l<sup>-1</sup> señalando el comienzo del agotamiento de la materia orgánica en todos los tratamientos. Teniendo en cuenta las tasas de consumo de materia orgánica reportadas en la tabla 7, en las 744 horas de evaluación el mayor consumo de la materia orgánica se registró en el tratamiento con sedimentos procedentes de P3 y en estado eutrófico, en donde se degradó el 95.4 % de la materia orgánica disponible; por el contrario el menor consumo de materia orgánica se encontró en los sedimentos procedentes de P1 sin adición de nutrientes con un porcentaje de consumo de materia orgánica correspondiente a 91.06%.

Tabla 7. Concentraciones máximas, mínimas y tasas de consumo de DQO

Punto de muestreo	Estado de eutrofización	Concentración Máxima	Concentración mínima	Consumo M.O	Tasas de consumo
		mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	%	Hora <sup>-1</sup>
P1	SN	449.75	40.21	91.06	-0.0174
	M	411.00	28.26	93.12	-0.0100
	E	447.25	30.43	93.20	-0.0093
	H	446.00	35.87	91.96	-0.0120
P2	SN	486.00	30.43	93.74	-0.0077
	M	426.00	28.26	93.37	-0.0085
	E	483.50	23.91	95.05	-0.0143
	H	444.75	28.26	93.65	-0.0101
P3	SN	476.00	34.78	92.69	-0.0070
	M	471.00	36.95	92.15	-0.0078
	E	472.25	21.73	95.40	-0.0077
	H	493.50	32.61	93.39	-0.0090
P4	SN	451.00	28.26	93.73	-0.0090
	M	447.15	26.08	94.17	-0.0088
	E	409.75	21.74	94.69	-0.0102
	H	389.75	26.08	93.31	-0.0089

La mínima tasa de consumo de materia orgánica medida en términos de DQO se presentó en el reactor con sedimentos del punto 3 y sin adición de nutrientes, en éste se registró una tasa de consumo de  $0.0070 \text{ h}^{-1}$ , lo cual indica bajas velocidades de degradación del sustrato por parte de los microorganismos. Por el contrario, la máxima tasa de consumo se presentó en el punto 1 sin la adición de nutrientes con una tasa de consumo de materia orgánica de  $0.0174 \text{ h}^{-1}$ .

Los resultados indicados evidencian que tanto la materia orgánica garantizada mediante la adición de acetato de sodio como la procedencia de los sedimentos tuvo influencia en el proceso de degradación de la materia orgánica, ya que la mayor tasa de consumo se registró en el reactor con sedimentos provenientes del punto 1 el cual tiene conexión directa con el río Cauca por lo tanto le aporta a los sedimentos de la Laguna de Sonso materia orgánica y gran cantidad de nutrientes que estimulan la actividad microbiana dentro del reactor.

En cuanto al comportamiento de nutrientes como nitrógeno y fósforo total durante las 744 horas del experimento se registró inicialmente un alto incremento de concentraciones de nitrógeno y fósforo con un posterior descenso de las mismas como se muestra en la figura 13 y 14. Las máximas concentraciones se registran en las primeras 120 horas las cuales excedieron las concentraciones garantizadas inicialmente en los reactores, comportamiento que se registró para los 4 sedimentos evaluados.

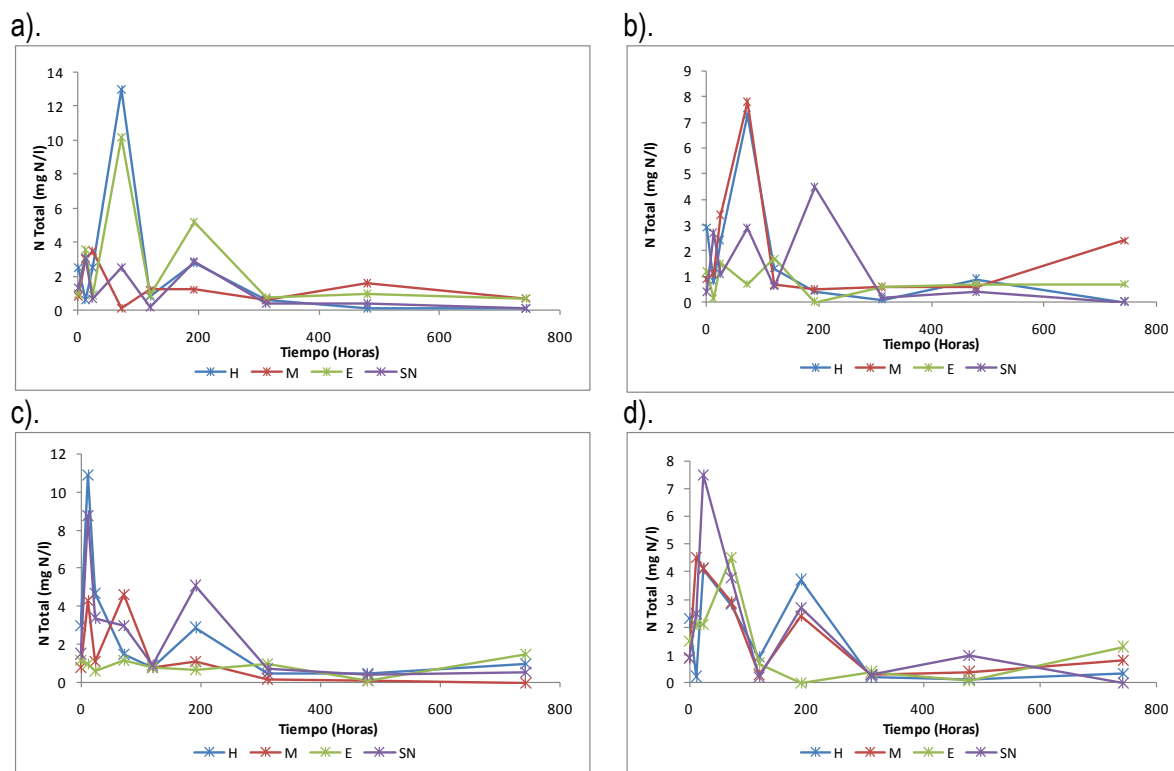


Figura 13. Comportamiento nitrógeno total  
a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

El comportamiento mencionado anteriormente, puede ser debido a que los nutrientes se solubilizan y se transfieren a la fase acuosa, lo que provoca inicialmente el incremento de las concentraciones y posteriormente la disminución de estas en el tiempo, ya que el sistema actúa en función de equilibrar

los gradientes de concentración, fenómeno que también ocurre en los tratamientos a los cuales inicialmente no se les adicionó nutrientes y que fueron establecidos como controles del experimento.

La variación en las concentraciones de nutrientes N y P reportadas encontradas son coherentes teniendo en cuenta que en la interface sedimento - columna de agua se presentan procesos de transferencia de nutrientes. Los sedimentos se encuentran en la parte baja de los lagos en donde la materia orgánica y materiales provenientes de fuentes externas se depositan y se acumulan. La acumulación o carga interna de nutrientes en los sedimentos de un ecosistema acuático inciden sobre la calidad de la columna de agua teniendo en cuenta lo reportado por Søndergaard (2007), quien afirma que a pesar de la reducción de las fuentes externas de nutrientes, los nutrientes acumulados en los sedimentos se convierten en una fuente aportante en la interface sedimento-agua, que a su vez influyen la generación de GEI.

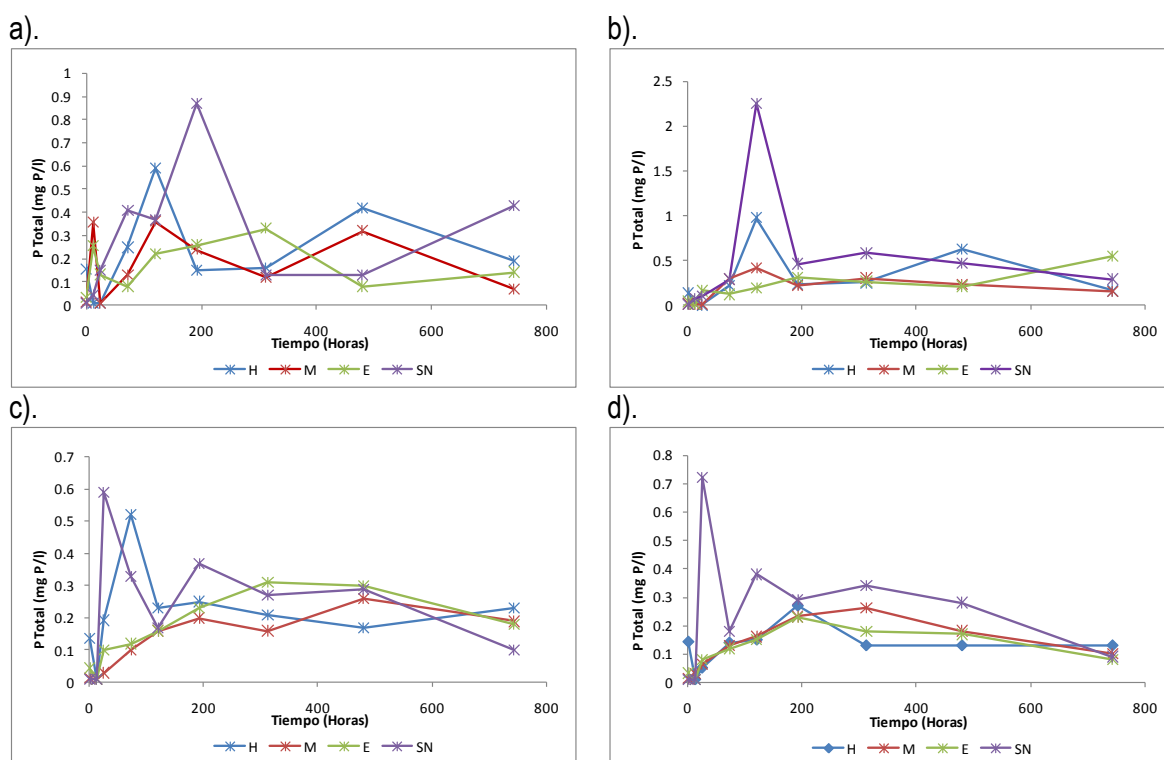


Figura 14. Comportamiento fosforo total

a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

Para el caso del fósforo, su transferencia en la interface agua sedimento depende de las condiciones ambientales como la luz, pH, oxígeno disuelto, actividad microbiana y temperatura (Jiang *et al.*, 2008). La actividad microbiana puede jugar un papel importante ya que en los procesos de degradación de la materia orgánica hay liberación de P soluble a partir de complejos que se forman entre el suelo y los microorganismos (Pages *et al.*, 2011).

### 6.3 EMISIONES DE GEI EN LOS SEDIMENTOS

Durante el experimento se realizó seguimiento a la producción de gases de efecto invernadero  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , y  $\text{N}_2\text{O}$  teniendo en cuenta que los reactores son la representación a escala laboratorio de un ecosistema acuático que puede ser fuente importante de emisiones de estos gases.

#### 6.3.1 Emisiones de $\text{CO}_2$

En la figura 15, se puede observar el cambio de las concentraciones de  $\text{CO}_2$  en el tiempo, obtenidas para los diferentes estados de eutrofización estudiados. Para todos los tratamientos las concentraciones de  $\text{CO}_2$  siguen un comportamiento similar de tipo logarítmico. Así, en el tiempo 0 se da inicio a la generación de  $\text{CO}_2$  alcanzando una tasa de producción máxima alrededor de las 120 horas, para posteriormente alcanzar una fase de concentración constante de este gas que se mantiene hasta el final del estudio (744 horas).

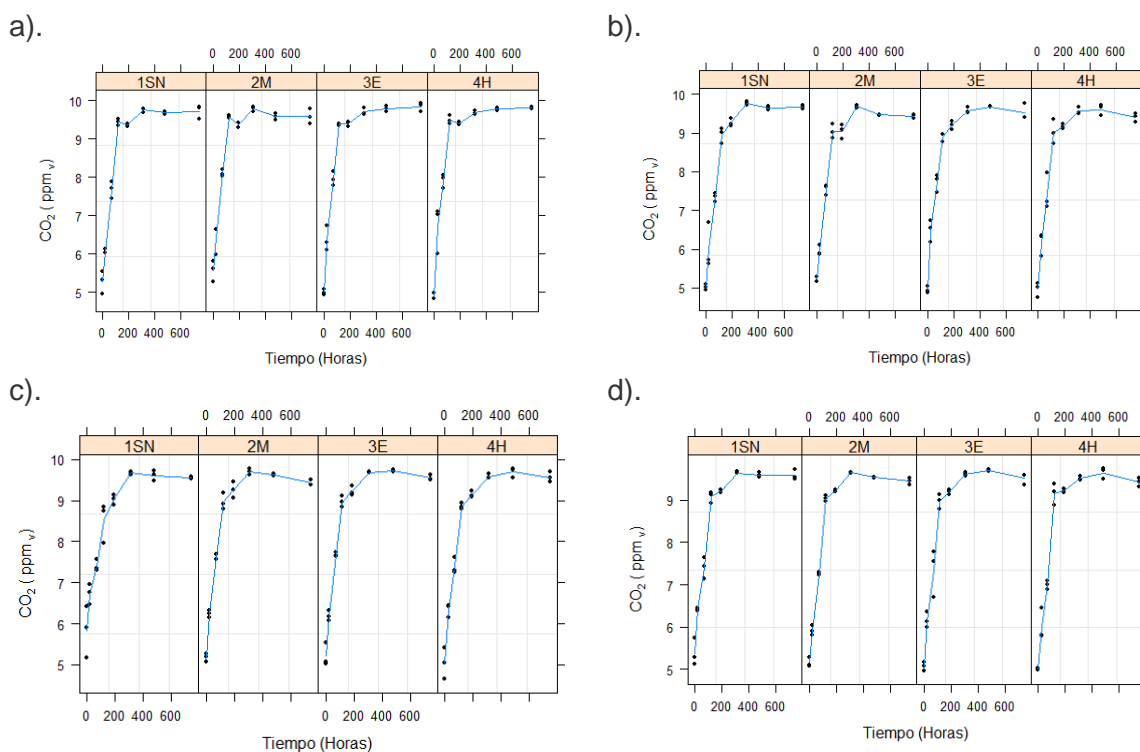


Figura 15. Perfiles medios de concentraciones de  $\text{CO}_2$

a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

b)

Durante el tiempo de estudio se realizó seguimiento a diferentes variables con el fin de realizar un análisis basado en la metodología de modelos lineales mixtos (Montgomery *et al.*, 2012), los cuales nos permite establecer la influencia de los tres estados de eutrofización, la materia orgánica y los nutrientes en las emisiones de  $\text{CO}_2$  de cada uno de los sedimentos estudiados. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 8.

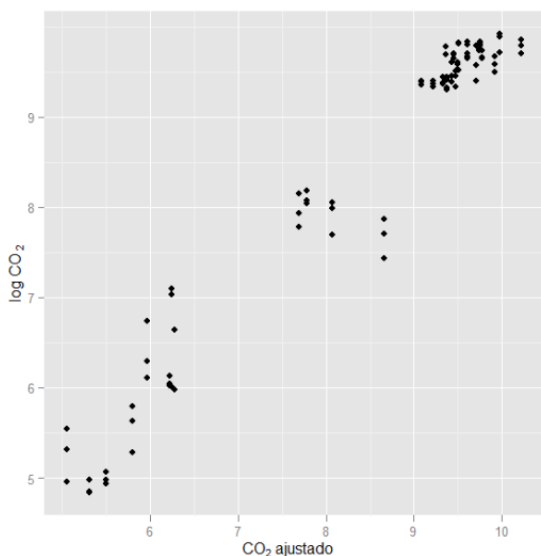
Tabla 8. Modelos lineales mixtos para las emisiones de CO<sub>2</sub>

Procedencia sedimentos	Ecuación	Factor de Ajuste
P1	$\log co_2 = 9.43 \times 10 + 3.43 \times 10^{-1}M + 4.05 \times 10^{-1}E + 2.48 \times 10^{-1}H - 9.86 \times 10^{-3}DQO + 4.23 \times 10^{-5}T + 5.71 \times 10^{-2}NH_3 + 3.07 \times 10^{-2}NO_3^- + e$	0.926
P2	$\log co_2 = 1.02 \times 10^1 - 2.72 \times 10^{-1}M - 3.00 \times 10^{-1}E - 3.99 \times 10^{-1}H - 1.05 \times 10^{-2}DQO - 2.01 \times 10^{-4}T + 7.19 \times 10^{-2}NH_3 + e$	0.947
P3	$\log co_2 = 1.05 \times 10^1 - 2.01 \times 10^{-1}M - 2.18 \times 10^{-1}E - 3.28 \times 10^{-1}H - 9.70 \times 10^{-3}DQO - 4.41 \times 10^{-4}T + 8.62 \times 10^{-2}NH_3 - 2.29 \times 10^{-1}PO_4^{3-} + e$	0.954
P4	$\log co_2 = 1.02 \times 10^1 - 1.13 \times 10^{-1}M - 3.44 \times 10^{-1}E - 4.07 \times 10^{-1}H - 1.08 \times 10^{-2}DQO - 2.2 \times 10^{-4}T + 6.33 \times 10^{-2}NH_3 + e$	0.958

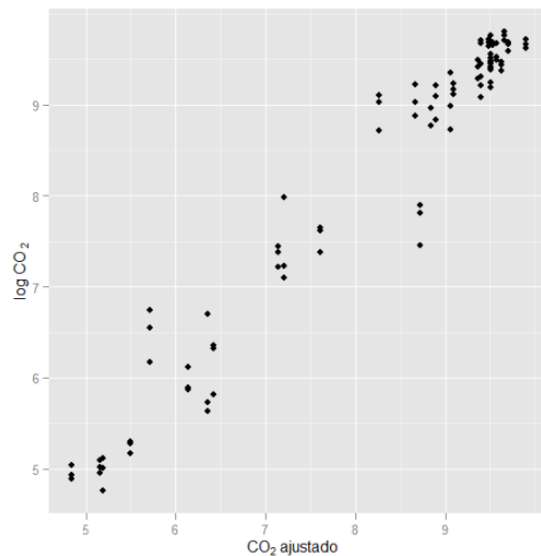
M: Estado mesotrófico, E: Estado eutrófico, H: Estado hipereutrófico, DQO: Demanda química de oxígeno, T: Tiempo, NH<sub>3</sub>: Nitrógeno amoniacal, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrato, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: Fosfato y e: Error

De la Tabla 8 se evidencia que los factores de ajuste entre las concentraciones transformadas de CO<sub>2</sub> y las concentraciones ajustadas mediante los diferentes modelos estadísticos son superiores a 0.90, sugiriendo que la variable de respuesta (CO<sub>2</sub>) es altamente predecible por las variables involucradas en cada uno de los modelos. Adicionalmente, en la figura 16 se puede observar la representación gráfica del ajuste de cada uno de los modelos.

a).

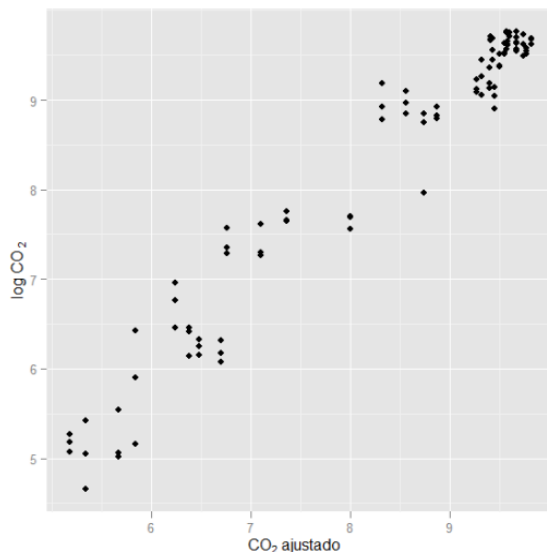


b).





c).



d).

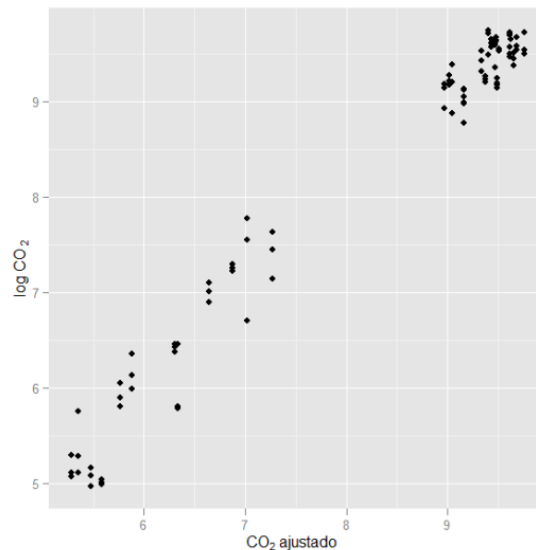


Figura 16. Ajuste modelos de generación de CO<sub>2</sub> en sedimentos  
a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

Los resultados registrados en la tabla 8 y figura 16 permite afirmar que la producción de CO<sub>2</sub> fue influenciada por el contenido de nutrientes y materia orgánica suministrados inicialmente para la simulación de tres estados de eutrofización (M, E, H) así como también por el contenido de nutrientes y materia orgánica que se encuentran acumulados en los sedimentos. Adicionalmente, de acuerdo a los modelos establecidos para cada uno de los sedimentos hay influencia por las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos, dejando en evidencia que el fenómeno de eutrofización de un cuerpo acuático incide sobre las emisiones de GEI hacia la atmosfera.

#### 6.3.1.1 Concentraciones de CO<sub>2</sub> vs DQO

La materia orgánica presente en los sedimentos y suministrada en forma de acetato de sodio a medida que pasa el tiempo es degradada por consorcios de bacterias anaerobias, acetogénicas y fermentativas para la obtención de energía y como fuente de carbono para la formación de nuevo material celular. La importancia del seguimiento a la degradación de la materia orgánica radica en que estos procesos desencadenan reacciones de oxido-reducción que a su vez generan gases como CH<sub>4</sub> (reducción) y CO<sub>2</sub> (Oxidación), las bacterias fermentativas convierten biopolímeros orgánicos a acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> los cuales pueden ser utilizados directamente para la producción de CH<sub>4</sub> (Scholten *et al.*, 1996).

En la figura 17 se observa que para todos los sedimentos el comportamiento de las concentraciones de CO<sub>2</sub> presenta un crecimiento logarítmico en donde se presenta las máximas concentraciones entres las 312 y 480 horas, posteriormente las concentraciones tienden a mantenerse hasta finalizar el experimento.

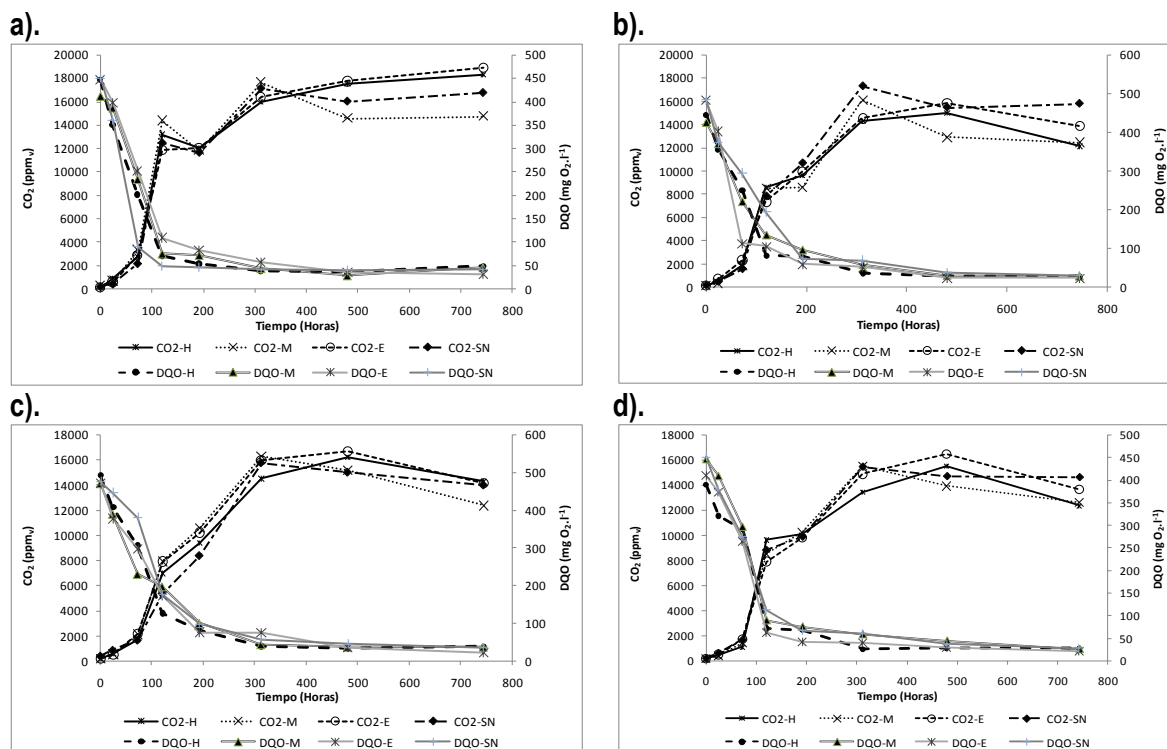


Figura 17. Comportamiento concentraciones CO<sub>2</sub> Vs DQO  
a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

Adicionalmente, se observa que a las 192 horas las concentraciones de materia orgánica oscilan alrededor de 50 mg O<sub>2</sub>.l<sup>-1</sup> al tiempo que se registra un leve descenso en las concentraciones de CO<sub>2</sub>, comportamiento que sugiere que cuando el contenido de materia orgánica es limitante se presenta mayor competencia entre los diferentes microorganismos y sugiere el comienzo de procesos de autólisis (fase endógena). El comportamiento evidenciado señala que las concentraciones de CO<sub>2</sub> obtenidas están condicionadas por la disponibilidad de materia orgánica (DQO), en cada uno de los tratamientos, registrando un comportamiento inversamente proporcional entre estas dos variables.

En general, los modelos de concentraciones de CO<sub>2</sub> obtenidos para los 4 puntos de muestreo evidenciaron que las emisiones de CO<sub>2</sub> se ven influenciadas principalmente por la materia orgánica y nutrientes. Este resultado se encuentra acorde con lo reportado por Schrier-Uijl *et al.*, (2011) quien cuantificó la contribución de zonas de turba de países bajos al equilibrio de los gases de efecto invernadero, e identificó factores que regulan las emisiones de CO<sub>2</sub> en lagos y canales, encontrando mediante correlaciones de Pearson que las emisiones de CO<sub>2</sub> se correlacionan positivamente con nutrientes y materia orgánica presentes tanto en el agua como en el sedimento. Adicionalmente, autores como Stadmark y Leonardson (2005) y Liikainen *et al.*, (2002a) encontraron que en reactores con adición de concentraciones de acetato como fuente de carbono estimularon la emisión de CO<sub>2</sub>.

La relación existente entre la producción de CO<sub>2</sub> y el contenido de materia orgánica encontrada en este estudio a escala laboratorio también ha sido identificada en lagos a escala real, Jonsson *et al.*, (2001) evidenció que la mineralización de la materia orgánica presente en los sedimentos es fuente de CO<sub>2</sub> en un estudio en el que reportó que la mineralización del carbono alóctono en los sedimentos

del lago örträsket contribuyó con alrededor del 40% de la producción total de  $\text{CO}_2$  resaltando la importancia de la acumulación de materia orgánica en la producción de  $\text{CO}_2$  en lagos.

### 6.3.1.2 Concentraciones de $\text{CO}_2$ vs $\text{NO}_3^-$

Conforme al modelo de producción de  $\text{CO}_2$  para los sedimentos procedentes de la zona norte de la Laguna de Sonso, las concentraciones de  $\text{CO}_2$  se ven influenciadas por las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  comportamiento que se muestra en la Figura 18.

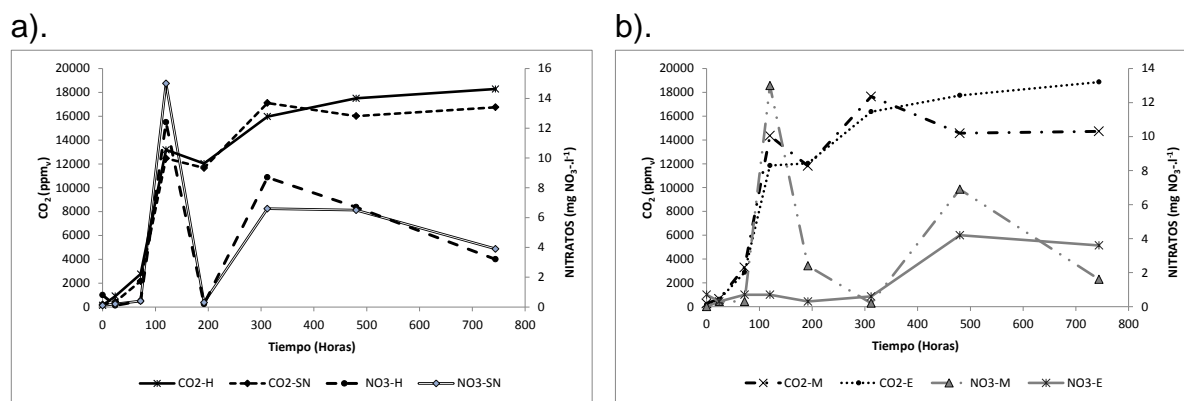


Figura 18. Comportamiento concentraciones de  $\text{CO}_2$  vs  $\text{NO}_3^-$  (P1)

a). Estado H y SN b). Estado M y E

En esta se puede observar que para el tratamiento SN, H y M, en el instante en que se registran las máximas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  también se incrementan las concentraciones de  $\text{CO}_2$  lo cual es coherente con lo encontrado en la literatura (Stadmark and Leonardson, 2005; Wetzel, 2001) quienes han registrado que las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  favorecen las generación de  $\text{CO}_2$ , ya que al agotarse el oxígeno los microorganismos utilizan aceptores de electrones alternativos como nitrato, manganeso, hierro sulfato y otros, para llevar a cabo los procesos de oxidación de la materia orgánica. Por el contrario, Dodla *et al*, (2009) reportó que en condiciones anaerobias la adición de 3.2 mM de  $\text{NO}_3^-$  redujo significativamente la producción de  $\text{CO}_2$  en los sedimentos de un pantano de agua dulce de Louisiana.

Para el estado E no se evidenció el mismo comportamiento en el tiempo, ya que se registraron altas concentraciones de  $\text{CO}_2$  aun cuando las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  redujeron, sin embargo esto puede explicarse ya que probablemente estuvieron disponibles otros aceptores de electrones como el hierro y sulfato (Conrad, 1996), facilitando de esta forma la generación de  $\text{CO}_2$ .

### 6.3.1.3 Concentraciones de $\text{CO}_2$ vs $\text{NH}_3^-$

Los modelos lineales obtenidos y sus respectivos factores de ajuste consignados en la Tabla 8 mostraron que para todos los sedimentos las concentraciones de  $\text{CO}_2$  se ven influenciadas por las concentraciones de nitrógeno. En la Figura 19 de muestra el comportamiento de las concentraciones de  $\text{CO}_2$  y de las concentraciones de  $\text{NH}_3^-$  registradas en los sedimentos procedentes de P1 en donde se observa que no existe una tendencia clara en sus comportamientos, debido probablemente a la transferencia de este nutriente desde los sedimentos hacia la columna de agua. (Ver resultados de  $\text{CO}_2$  vs  $\text{NH}_3^-$  de los sedimentos P2, P3 y P4 en ANEXO B)

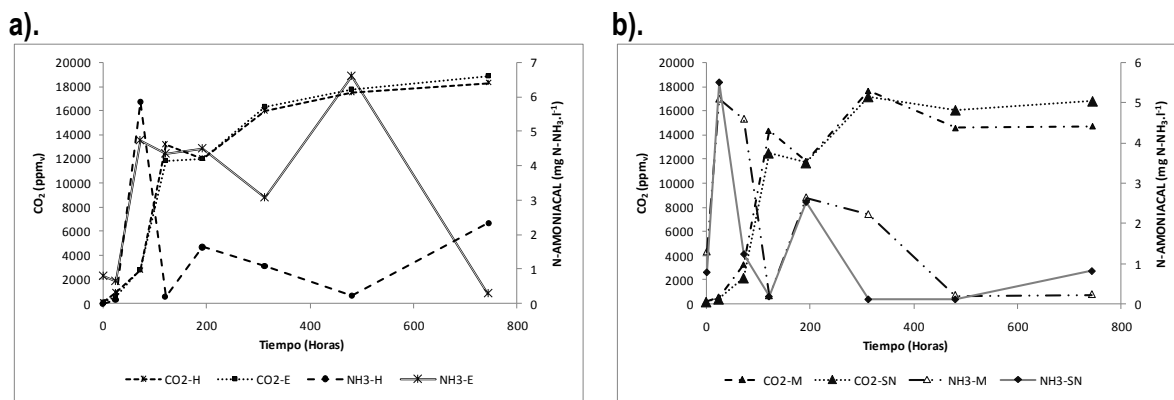


Figura 19. Comportamiento concentraciones de CO<sub>2</sub> vs NH<sub>3</sub> (P1)

a). Estado H y E b). Estado M y SN

De acuerdo a lo reportado en la literatura, los estudios donde se evalúa las condiciones anóxicas en la interface sedimento-agua se han centrado tradicionalmente en la liberación del fósforo y pasan por alto los posible efectos que produce el nitrógeno amoniacal (Beutel, 2006). Las concentraciones de nitrógeno amoniacal oscilan entre 0.00 y 6.6 N-NH<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup>. En el periodo comprendido entre las 0 y 72 horas se observa un pico de concentración de nitrógeno amoniacal lo cual indica una posible liberación de concentraciones de nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal desde el sedimento hacia la columna de agua mediante procesos de difusión.

De acuerdo a Wetzel (2001) la retención de nitrógeno en lagos no solo ocurre como incorporación en el sedimento si no también vía desnitrificación donde el nitrato es aprovechado por las bacterias para degradar la materia orgánica. De esta manera el nitrato se convierte en amonio o nitrógeno libre N<sub>2</sub> y por tanto se libera a la fase acuosa. Por su parte, Malecki *et al.*, (2004) encontraron que en condiciones anóxicas la materia orgánica presente en el sedimento se degrada de forma anaerobia produciendo liberación de amonio, este proceso es conocido como amonificación, proceso que consiste en formar amoniaco a partir de la descomposición de la materia orgánica nitrogenada, proceso que ocurre generalmente en el sedimento.

#### 6.3.1.4 Concentraciones de CO<sub>2</sub> vs PO<sub>4</sub>

En la figura 20 se muestra el comportamiento de las concentraciones de CO<sub>2</sub> y fosfato en los reactores con sedimentos procedentes de P3, teniendo en cuenta que el modelo lineal obtenido para los sedimentos procedentes de P3, mostró que la generación de CO<sub>2</sub> se encuentra influenciada por las concentraciones de fosfato debido probablemente a que en los reactores pudo haber formación de algas. Cuando el crecimiento algal está limitado por fosforo, la tasa de fotosíntesis está determinada por la cantidad de fosfato biológicamente disponible. Conforme al modelo la relación entre fosfato y CO<sub>2</sub> es inversa, esto debido a que las bajas concentraciones de fosfato inciden negativamente sobre la fotosíntesis incrementando de esta forma las concentraciones de CO<sub>2</sub>.

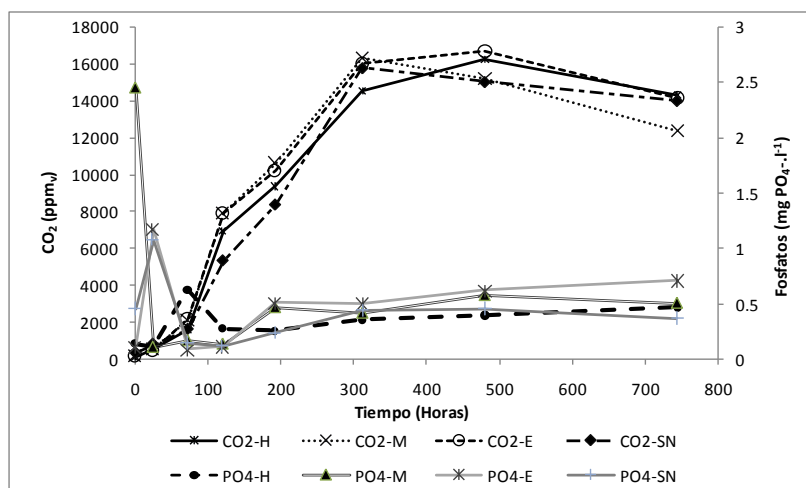


Figura 20. Comportamiento concentraciones de CO<sub>2</sub> vs PO<sub>4</sub>

#### 6.3.1.5 Comparación de las emisiones de CO<sub>2</sub> de los sedimentos procedentes de 4 zonas de la Laguna de Sonso.

La emisión de CO<sub>2</sub> en los sedimentos se estimó teniendo en cuenta el tiempo en el que se registra la máxima producción de gas la cuál ocurrió a las 120 horas, posterior a este tiempo de incubación la tasa de producción de CO<sub>2</sub> disminuyó; por lo tanto las emisiones de CO<sub>2</sub> se estiman basados en los resultados obtenidos durante las primeras 120 horas de incubación.

En la tabla 9 se observa que de los 4 sedimentos evaluados la mayor emisión de CO<sub>2</sub> se registra en los sedimentos procedentes de P1 para todos los estados de eutrofización; esto debido a que los sedimentos de P1 son perturbados en sus propiedades fisicoquímicas por la entrada adicional de materia orgánica y nutrientes N y P por la conexión directa que existe con el Río Cauca fenómeno que induce a la eutrofización de este ecosistema de agua dulce. Este resultado deja entrever que en la Laguna de Sonso las emisiones desde los sedimentos son más altas en la Zona Norte de la laguna respecto a las otras zonas.

Tabla 9. Emisión de CO <sub>2</sub> en sedimentos				
ESTADO EUTROFIZACIÓN	FLUX CO <sub>2</sub>			
	P1	P2	P3	P4
	(mg.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )			
SN	11.14	6.98	4.79	7.88
M	12.79	7.62	7.08	7.60
E	10.57	6.56	7.06	7.04
H	11.75	7.64	6.21	8.63

Por otra parte, si se tiene en cuenta los estados de eutrofización simulados en los reactores batch, la máxima emisión de CO<sub>2</sub> se registró en el estado de eutrofización M con un flux de 12.79 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Este resultado permite afirmar que hay mayor incidencia de las concentraciones de N y P acumuladas por años en los sedimentos sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> que de las concentraciones de N y P presentes en la columna de agua de un ecosistema eutrofizado.

Stadmark y Leonardson (2007) en un experimento a escala laboratorio en el que incubaron sedimentos procedentes de un lago del sur de Suecia durante 337 horas bajo dos condiciones de temperatura 13°C y 20°C y con la adición de 4 concentraciones diferentes de  $\text{NO}_3^-$  (1, 3, 8 y 16  $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ ), reportaron la máxima tasa de emisión a las 97 horas de incubación alcanzando flujos de  $\text{CO}_2 < 8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ). La alta tasa de emisión en las primeras 97 horas fue explicada por la alta disponibilidad de materia orgánica tanto en los sedimentos de primavera como de verano. En cuanto a las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  no incidieron sobre  $\text{CO}_2$ .

Por su parte, Liikanen *et al.*, (2002b) desarrolló un experimento a escala laboratorio para estudiar simultáneamente la dinámica de gases de efecto invernadero y nutrientes en sedimentos del lago Kevaton para ello tomaron sedimentos a 3 profundidades diferentes (1, 4 y 9 m) sometidos bajo condiciones oxicas y anóxicas. En este reportaron flujos de  $\text{CO}_2$  más altos en los sedimentos más profundos, sin embargo estos fueron similares bajo condiciones oxicas y anoxicas. Los flujos de  $\text{CO}_2$  determinados fueron  $< 1200 \text{ mg CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ,  $< 900 \text{ mg CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $< 1600 \text{ mg CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  para sedimentos procedentes de 1, 4, y 9 m de profundidad, respectivamente.

### 6.3.2 Emisiones de $\text{CH}_4$

El cambio de las concentraciones de  $\text{CH}_4$  en el tiempo para los diferentes estados de eutrofización estudiados se puede observar en la figura 21. Se observa que las concentraciones de  $\text{CH}_4$  en todos los tratamientos evaluados siguen un comportamiento semejante al descrito por una función cuadrática, alcanzando la máxima concentración a las 192 horas, tiempo a partir del cual la generación de  $\text{CH}_4$  disminuye comportamiento que se asocia a la disponibilidad de materia orgánica para los microorganismos y las concentraciones de nutrientes, como se explicará detalladamente más adelante.

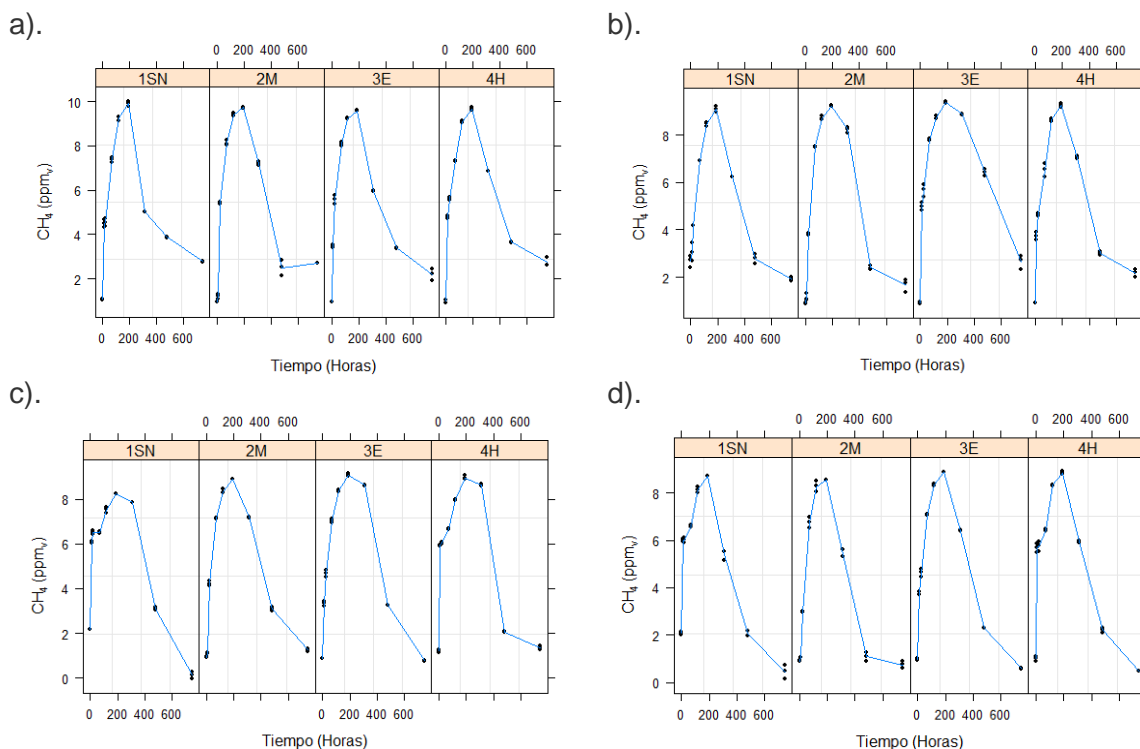


Figura 21. Perfiles medios de concentraciones de  $\text{CH}_4$

a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

Durante el tiempo de estudio se realizó seguimiento a diferentes variables con el fin de realizar un análisis basado en la metodología de modelos lineales mixtos (Montgomery *et al.*, 2012), los cuales nos permite establecer la influencia de los tres estados de eutrofización, la materia orgánica y los nutrientes en las emisiones de CH<sub>4</sub> de cada uno de los sedimentos estudiados. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 10.

Procedencia sedimentos	Ecuación	Factor de Ajuste
P1	$\log CH_4 = 1.42 \times 10^1 - 3.10 \times 10^{-2}T + 2.10 \times 10^{-5}T^2 + 7.66 \times 10^{-1}M + 7.99 \times 10^{-1}E + 7.31 \times 10^{-1}H - 2.90 \times 10^{-2}DQO + 2.76 \times 10^{-1}NH_3 + e$	0.922
P2	$\log CH_4 = 1.29 \times 10^1 - 1.42 \times 10^{-2}T + 1 \times 10^{-6}T^2 - 6.74 \times 10^{-1}M + 5.06 \times 10^{-1}E - 8.02 \times 10^{-1}H + 2.47 \times 10^{-1}NH_3 - 4.26 \times 10^{-1}NO_3^- - 2.35 \times 10^{-2}DQO + 1.85 \times 10^{-1}N + e$	0.947
P3	$\log CH_4 = 1.49 \times 10^1 - 2.49 \times 10^{-2}T + 9 \times 10^{-6}T^2 - 2.75 \times 10^{-1}M - 2.05 \times 10^{-1}E - 4.71 \times 10^{-1}H + 6.17 \times 10^{-1}NH_3 - 2.76 \times 10^{-2}DQO + 3.05 \times 10^{-1}N + e$	0.931
P4	$\log CH_4 = 1.47 \times 10^1 - 2.77 \times 10^{-2}T + 1.30 \times 10^{-5}T^2 - 2.77 \times 10^{-1}M - 5.36 \times 10^{-1}E - 7.25 \times 10^{-1}H - 2.01 \times 10^{-1}NO_3^- - 3.01 \times 10^{-2}DQO + 5.37 \times 10^{-1}N + e$	0.957

**Tabla 10. Modelos lineales mixtos para las emisiones de CH<sub>4</sub>**

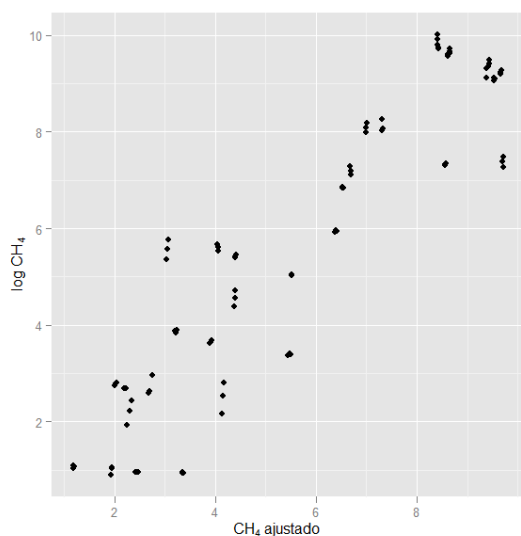
M: Estado mesotrófico, E: Estado eutrófico, H: Estado hipereutrófico, DQO: Demanda química de oxígeno, T: Tiempo, NH<sub>3</sub>: Nitrógeno amoniacal, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrito, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: Fosfato y e: Error

De la Tabla 10 se evidencia que los factores de ajuste entre las concentraciones transformadas de CH<sub>4</sub> y las concentraciones ajustadas mediante los diferentes modelos estadísticos son superiores a 0.92, sugiriendo que la variable de respuesta (CH<sub>4</sub>) es altamente predecible por las variables involucradas en cada uno de los modelos. Adicionalmente, en la figura 22 se puede observar la representación gráfica del ajuste de cada uno de los modelos.

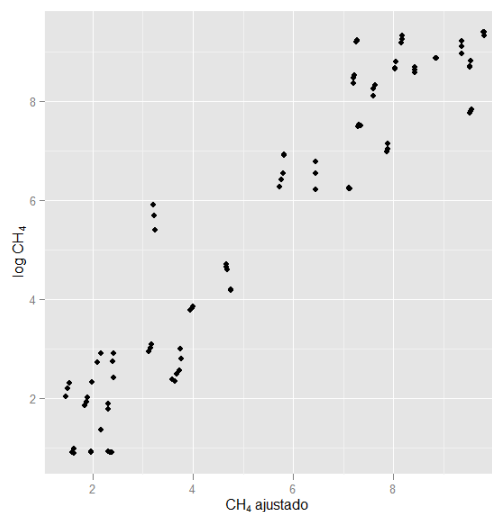
Los resultados registrados en la Tabla 10 y Figura 22 muestran que la producción de CH<sub>4</sub> fue influenciada por el contenido de materia orgánica y de nutrientes suministrados inicialmente para la simulación de tres estados de eutrofización (M, E, H) así como también por el contenido de nutrientes y materia orgánica que se encuentran acumulados en los sedimentos; acorde con Segers (1998) quien afirma que el sustrato orgánico es considerado como el principal factor limitante en la producción de CH<sub>4</sub> en muestras de sedimentos incubados anaeróbicamente, el cuál puede ser adicionado de forma directa como acetato o indirectamente como glucosa.

Adicionalmente, de acuerdo a los modelos establecidos para cada uno de los sedimentos hay influencia por las concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos, dejando en evidencia que el fenómeno de eutrofización de un cuerpo acuático incide sobre las emisiones de CH<sub>4</sub> hacia la atmosfera.

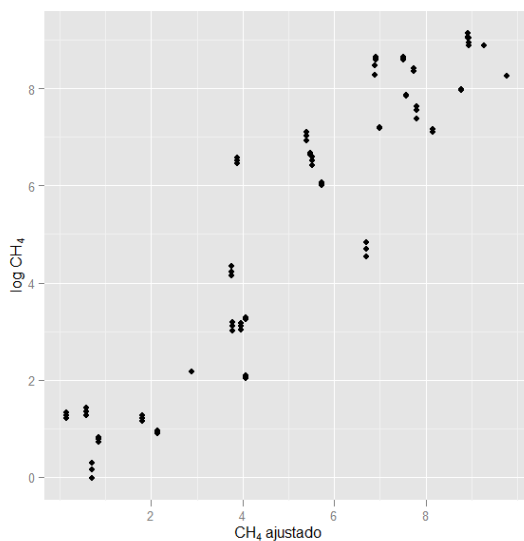
a).



b).



c).



d).

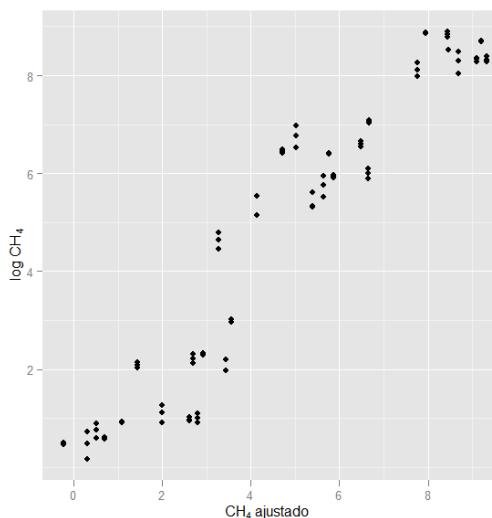


Figura 22. Ajuste modelos de generación de  $\text{CH}_4$  en sedimentos  
a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

### 6.3.2.1 Concentraciones de $\text{CH}_4$ vs DQO

En la figura 23 se observa que en los sedimentos procedentes de 4 zonas de la Laguna de Sonso sometidos bajo diferentes estados de eutrofización las concentraciones de  $\text{CH}_4$  alcanzan la máxima concentración a las 192 horas, y disminuyen notoriamente a las 380 horas, manteniéndose hasta finalizar el estudio. Por su parte la materia orgánica es degradada en gran proporción en las primeras 120 horas de estudio, a partir de este momento las concentraciones de materia orgánica son limitadas y son inferiores a  $50 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$



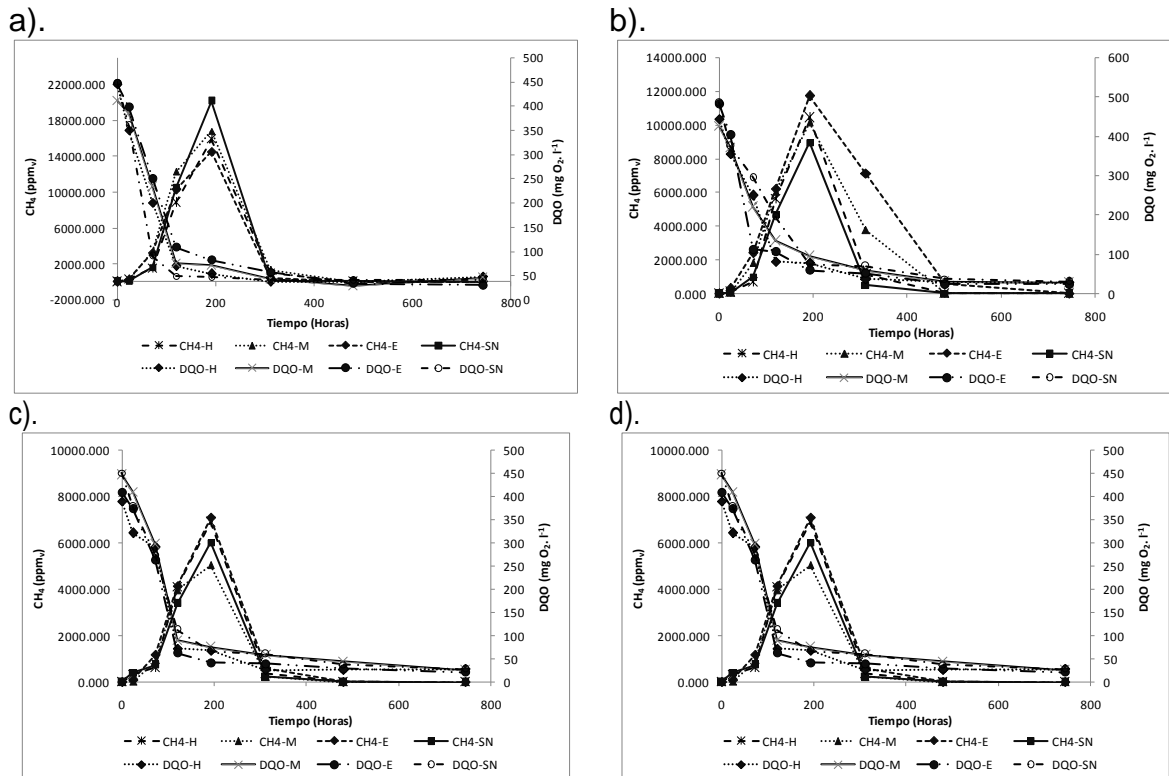


Figura 23. Comportamiento de concentraciones  $\text{CH}_4$  Vs DQO  
a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

Al adicionarse acetato como sustrato orgánico e incubarse los sedimentos anaeróbicamente facilitó que el sustrato proporcionado inicialmente actúe como un factor limitante de la producción de  $\text{CH}_4$ , ya que se adiciona directamente sustratos metanogénicos como acetato que al agotarse incide directamente sobre la producción de  $\text{CH}_4$ , viéndose esta disminuida en el tiempo.

En este sentido, de acuerdo a Segers (1998) la producción de metano en sedimentos de humedales es un proceso microbiológico controlado principalmente por la ausencia de oxígeno y por la degradación de la materia orgánica, se lleva a cabo una compleja cadena alimenticia en la que al final actúan los metanógenos que utilizan un número limitado de sustratos, siendo los más relevantes en sistemas de agua dulce el acetato e hidrogeno. Por su parte, Chan *et al.*, (2005) encontró que la entrada de materia orgánica a sistemas de agua dulce por procesos de sedimentación estimulan la metanogenesis en sedimentos superficiales pero también en la capa más profunda de los sedimentos por la difusión de materia orgánica disuelta como acetato, propionato e isopropanol.

Cuando la materia orgánica es degradada anaeróbicamente hay producción de  $\text{CH}_4$ , las bacterias metanogénicas utilizan un número limitado de sustratos de los cuales acetato e hidrogeno son considerados los más importantes en sistemas acuáticos (Peters and Conrad, 1996), el suministro de sustrato orgánico controla la metanogénesis en condiciones anaerobias (Segers, 1998). En este sentido Coles y Yavitt (2002), en un estudio realizado en un humedal del Estado de Nueva York mostró que al adicionar glucosa, etanol y acetato (sustratos para metanógenos) fueron convertidos directa o indirectamente en  $\text{CH}_4$  en un corto periodo de tiempo, evidenciando que la disponibilidad de sustrato es un factor limitante de la producción de  $\text{CH}_4$  in situ.

Por su parte, Woszczyk *et al.*, (2011), en un estudio asociado al contenido de materia orgánica en un lago costero altamente eutrófico del norte de Polonia reportó que la fermentación de acetato en este ecosistema de agua dulce generó gases de efecto invernadero como  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ .

En concordancia con lo anteriormente mencionado Amaral y Knowles (1994) estudiaron el efecto de la utilización de suplementos de C en la metanogénesis para lo cual adicionaron en su experimento formiato y acetato, sustratos que pueden utilizar directamente algunos microorganismos metanógenos. Los resultados mostraron una estimulación de la metanogénesis dependiente en el tiempo ya que los dos compuestos mejoraron la producción de  $\text{CH}_4$  pero sólo en el corto plazo.

En general, los modelos lineales mixtos obtenidos para los cuatro sedimentos estudiados evidenciaron que las emisiones se ven influenciadas principalmente por la materia orgánica y nutrientes resultado acorde con lo reportado por Schrier-Uijl *et al.*, (2011) quien encontró mediante correlaciones de Pearson que las emisiones de  $\text{CH}_4$  en zonas de turba se correlacionan positivamente con el porcentaje de nitrógeno y materia orgánica de los sedimentos.

Al igual que lo encontrado respecto a las emisiones de  $\text{CO}_2$ , se encontró influencia de los nutrientes sobre la generación de  $\text{CH}_4$ , sin embargo en los sedimentos de P1 y P3 todos los estados de eutrofización incluyendo el control son estadísticamente iguales, lo que sugiere que la acumulación de materia orgánica y de nutrientes en los sedimentos impide que la columna de agua mejore sus condiciones en cuanto al contenido de materia orgánica y nutrientes. En este sentido Sondergaard *et al.*, (2003) afirma que en lagos donde las cargas de nutrientes en la fase acuosa se han reducido, la carga interna de los nutrientes presentes en los sedimentos impide la mejora de la columna de agua en los lagos.

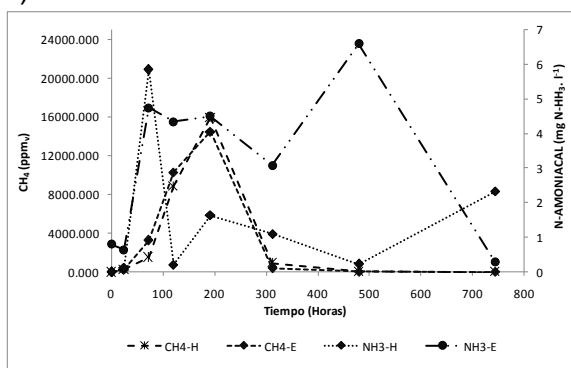
Esta afirmación permite explicar lo que ocurre en los reactores que no tuvieron adición de nutrientes en los cuales al realizar las mediciones de nutrientes en el tiempo se registraron concentraciones similares a las encontradas en los otros tratamientos debido a que la carga interna de los sedimentos en términos de nutrientes se libera a la fase acuosa que presenta menores concentraciones de nutrientes, lo que facilita la solubilización de los mismos.

#### **6.3.2.2 Concentraciones de $\text{CH}_4$ vs $\text{NH}_3$**

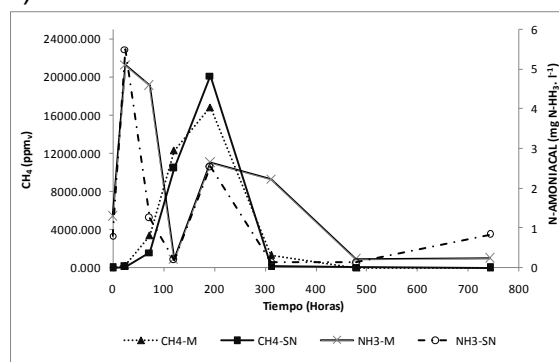
Diferentes estudios han investigado el efecto del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) sobre la producción de  $\text{CH}_4$ , los cuales han reportado que la adición de amonio generalmente inhibe la oxidación de  $\text{CH}_4$  (Bosse *et al.*, 1993; Murase and Sugimoto, 2005), razón por la cuál es importante analizar el comportamiento de las concentraciones de amonio y la producción de  $\text{CH}_4$  en los sedimentos de un lago eutrofizado. El comportamiento de dichas concentraciones se observa en la Figura 24.

Para los sedimentos procedentes de P1, las concentraciones de nitrógeno amoniacal se incrementaron hasta alcanzar la máxima concentración en las primeras 72 horas del experimento, registrándose concentraciones superiores a la concentración inicial suministrada en la columna de agua. De aquí se infiere que el contenido de nitrógeno hidrolizado no solo es el suministrado en la columna de agua sino también del nitrógeno acumulado en los sedimentos. Las concentraciones más altas de nitrógeno amoniacal en orden descendente se registraron en los estados H, SN, M y E con concentraciones correspondientes a 5.85, 5.5, 5.1 y 4.75 mg de  $\text{N-NH}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ , respectivamente.

a).



b).



**Figura 24. Comportamiento de las concentraciones de  $\text{CH}_4$  Vs  $\text{NH}_3$  (P1)**

a). Estado H y E b). Estado M y SN

La influencia del nitrógeno amoniacal conforme al modelo encontrado para la producción de  $\text{CH}_4$  en los sedimentos de P1 y P3 el nitrógeno amoniacal incide positivamente en la producción de este gas (Ver resultados de  $\text{CH}_4$  vs  $\text{NH}_3^-$  de los sedimentos P3 en ANEXO B). Sin embargo, Liikanen, (2002) en un lago hipereutrófico de Finlandia estudió la dinámica entre  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  y el ciclo de los nutrientes amonio, nitrato y sulfato reportando que la disponibilidad del nitrógeno amoniacal no afecta la dinámica del  $\text{CH}_4$  en los sedimentos.

Los flujos de  $\text{CH}_4$  están condicionados por el balance de su producción, oxidación y transporte, en donde la oxidación ha sido reconocida como un factor clave en la regulación de los mismos (Van der Nat *et al.*, 1997). En este sentido, en estudios realizados en suelos inundados de agua y en sedimentos de humedales en donde las concentraciones de  $\text{CH}_4$  son altas y la disponibilidad de  $\text{O}_2$  es baja, los efectos del nitrógeno amoniacal en la oxidación de  $\text{CH}_4$  son contradictorios ya que algunos estudios reportan que hay inhibición mientras que en otros el nitrógeno amoniacal estimula la oxidación de  $\text{CH}_4$  como los reportados por Bosse *et al.*, (1993), Liikanen and Martikainen (2003) y Murase and Sugimoto (2005).

Bosse *et al.*, (1993) evaluó la influencia que ejerce la adición de nitrógeno amoniacal sobre la oxidación de  $\text{CH}_4$  en los sedimentos del Lago Constanza, para ello midieron los flujos de  $\text{CH}_4$  bajo condiciones aerobias y anaerobias a los cuales les adicionó nitrógeno amoniacal encontrando que la adición de concentraciones  $<4\text{mM}$  no tuvo efecto sobre la oxidación de  $\text{CH}_4$ , mientras que concentraciones entre 4 y 10 mM redujeron las tasas de oxidación de  $\text{CH}_4$  en un 30%. Por su parte, Murase and Sugimoto (2005) registró inhibición de la oxidación de  $\text{CH}_4$  al estudiar la influencia de nitrógeno inorgánico adicionando  $200\text{ }\mu\text{M}$  de  $\text{NH}_4^+$ .

Contrario a lo reportado por los dos autores mencionados anteriormente Liikanen and Martikainen (2003) no encontró ningún cambio en la emisión de metano desde los sedimentos de un lago eutrófico al adicionar  $15\text{ mM}$  de  $\text{NH}_4^+$ .

### 6.3.2.3 Concentraciones de $\text{CH}_4$ vs $\text{NO}_3^-$

De acuerdo al modelo obtenido para P2 y P4 las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  inciden en las concentraciones de  $\text{CH}_4$ . En la figura 25, se muestra el comportamiento de las concentraciones de  $\text{CH}_4$  y las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en los sedimentos procedentes de P2 (Ver resultados de  $\text{CH}_4$  vs  $\text{NO}_3^-$  de los sedimentos P4 en ANEXO B); en donde se observa que las concentraciones de  $\text{CH}_4$  comienzan un descenso alrededor de las 312 horas tiempo en el cual las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  aumentan. Este comportamiento muestra que al aumentar las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  la generación de metano disminuye debido a la competencia por la fuente de carbono entre microorganismos metanógenos y desnitrificantes (Liikanen, 2002; Stadmark and Leonardson, 2005).

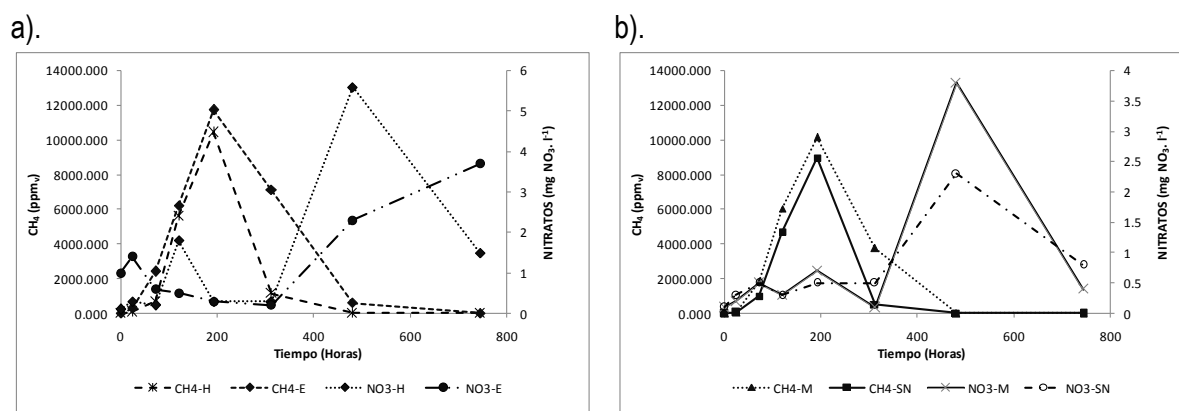


Figura 25. Comportamiento de concentraciones  $\text{CH}_4$  Vs  $\text{NO}_3^-$  (P2)  
a). Estado H y E b). Estado M y SN

En estudios a escala laboratorio han demostrado que el nitrato puede inhibir la producción de metano por el cambio en el potencial redox, la competencia por sustratos metanogénicos por parte de bacterias desnitrificantes o por un efecto tóxico causado por productos intermedios que se generan en la desnitrificación. En un estudio realizado por Roy y Conrad, (1999) determinaron que la inhibición de la metanogénesis a causa de  $\text{NO}_3^-$  se debe principalmente intermediarios en los procesos de desnitrificación ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) y no por la competencia por el sustrato entre metanógenos y desnitrificadores.

Por su parte, Liikanen, (2002) en un estudio realizado en el lago Kevätön demostró que el incremento de las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  no mejora la mineralización del carbono en los sedimentos si no que cambia las rutas de degradación lo que hace que la producción de  $\text{CH}_4$  disminuya. La adición de  $\text{NO}_3^-$  incrementó el potencial redox de los sedimentos y propició procesos de desnitrificación; por tanto las bacterias desnitrificantes compiten con microorganismos metanógenos por los sustratos orgánicos reduciendo la producción de  $\text{CH}_4$  en los sedimentos.

Por su parte, Le Mer y Roger (2001) afirman que la mineralización de materia orgánica en ambientes anaerobios donde las concentraciones de sulfatos y nitratos son bajas se lleva a cabo a través de procesos de fermentación metanogénica que produce  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  siguiendo la reacción:  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CO}_2 + 3\text{CH}_4$ . El  $\text{CH}_4$  se produce en las zonas anaerobias de los sedimentos, su transferencia desde los sedimentos hacia la atmósfera se produce a través de las plantas acuáticas, así como también por difusión en forma de burbujas que escapan desde los sedimentos.

#### 6.3.2.4 Comparación de las emisiones de CH<sub>4</sub> de los sedimentos procedentes de 4 zonas de la Laguna de Sonso.

La emisión de CH<sub>4</sub> en los sedimentos se estimó teniendo en cuenta el tiempo en el que se registró la máxima emisión en todos los tratamientos las cuales se reportan en la Tabla 11.

Tabla 11. Emisión de CH <sub>4</sub> en sedimentos				
ESTADO EUTROFIZACIÓN	FLUX CH <sub>4</sub>			
	P1	P2	P3	P4
	(mg.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )			
SN	4.10	1.83	0.78	1.22
M	3.98	2.07	1.46	1.29
E	3.34	2.39	1.79	1.44
H	3.24	2.13	1.58	1.41

En la Tabla 11 se observa que de los 4 sedimentos evaluados la mayor emisión de CH<sub>4</sub> se registra en los sedimentos procedentes de P1 para todos los estados de eutrofización. Teniendo en cuenta que el contenido de materia orgánica suministrado para todos los sedimentos en evaluación fue el mismo, el comportamiento de los flujos sugiere que la generación de CH<sub>4</sub> se vio estimulada por las concentraciones de materia orgánica y nutrientes acumulados en los sedimentos y por la incidencia de fuentes antropogénicas, ya que P1 conforme a la caracterización inicial fue el sedimento que presentó las más altas concentraciones de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total. En P1 la máxima emisión de CH<sub>4</sub> se registró en el estado de eutrofización SN con un flux de 4.10 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

Considerando las emisiones de CH<sub>4</sub> en los sedimentos, se observa un comportamiento similar al reportado en las emisiones de CO<sub>2</sub>. La máxima emisión se registró para el estado SN lo que ratifica que pese a que la columna de agua no presenta concentraciones de nutrientes, las emisiones de CO<sub>2</sub> son iguales o incluso mayores que las emisiones de sistemas con altas concentraciones de N y P por lo que el ecosistema tardará en recuperarse y en superar la condición de eutrofización debido al exceso de nutrientes y materia orgánica acumulados por años en los sedimentos. Adicionalmente, las emisiones de CH<sub>4</sub> son más altas en la Zona Norte de la laguna de Sonso.

Stadmark y Leonardson, (2007) en un experimento a escala laboratorio en el que incubaron sedimentos procedentes de un lago del sur de Suecia durante 337 horas bajo dos condiciones de temperatura 13°C y 20°C y con la adición de 4 concentraciones diferentes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (1, 3, 8 y 16 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.l<sup>-1</sup>), reportaron la máxima tasa de emisión a las 97 horas de incubación alcanzando flujos de CH<sub>4</sub> < 50 µg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Por su parte, Liikanen *et al.*, (2002b) en un experimento a escala laboratorio con sedimentos procedentes de 3 profundidades diferentes (1, 4 y 9 m) encontró emisiones las mayores emisiones en los sedimentos de la zona más profunda y la zona litoral con emisiones inferiores a 170 mg CH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

#### 6.3.3 Emisiones de N<sub>2</sub>O

El óxido nitroso en sedimentos surge como producto de procesos como nitrificación, desnitrificación y nitrato-amonificación, principalmente. En la figura 26 se presentan los resultados obtenidos de la evaluación de las concentraciones de N<sub>2</sub>O, teniendo en cuenta los estados de eutrofización, el contenido de materia orgánica y la influencia que los nutrientes ejercen sobre la emisión de este gas de efecto invernadero. De aquí se puede observar que las concentraciones de N<sub>2</sub>O para sedimentos

procedentes de P1, P2 y P3 en las tres condiciones de eutrofización se incrementan a partir de las 420 horas hasta finalizar el estudio.

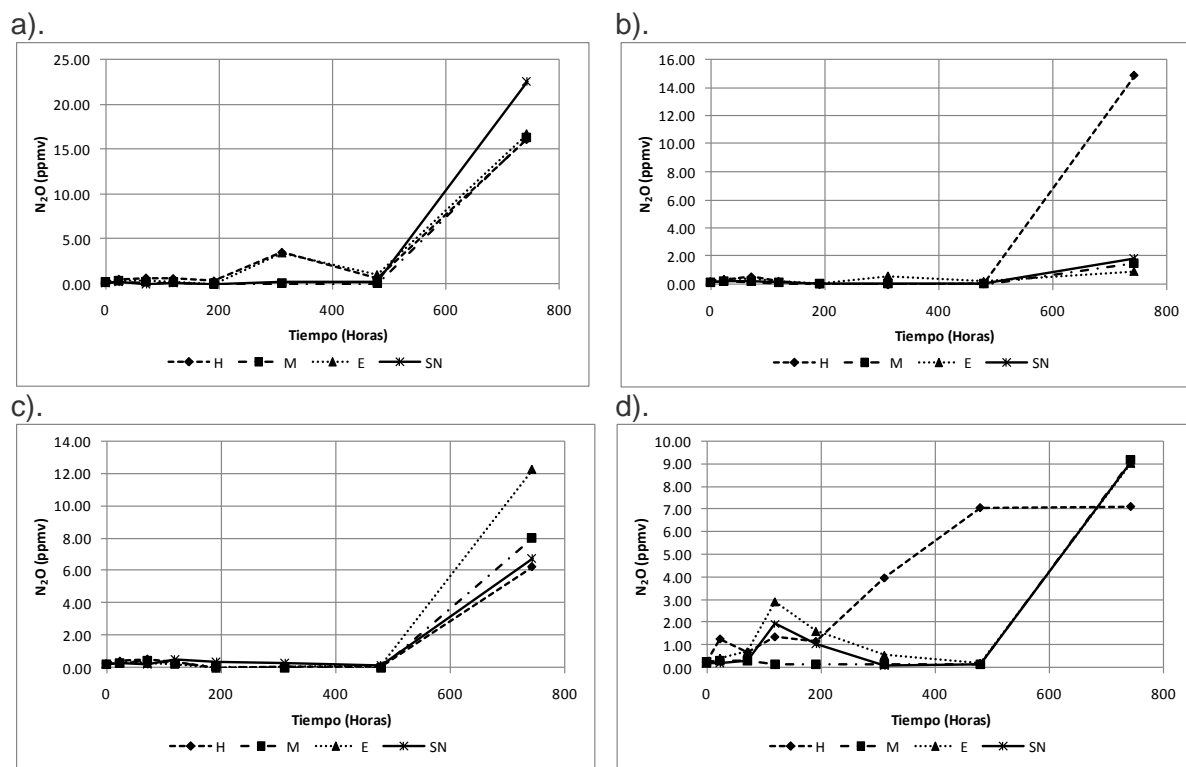
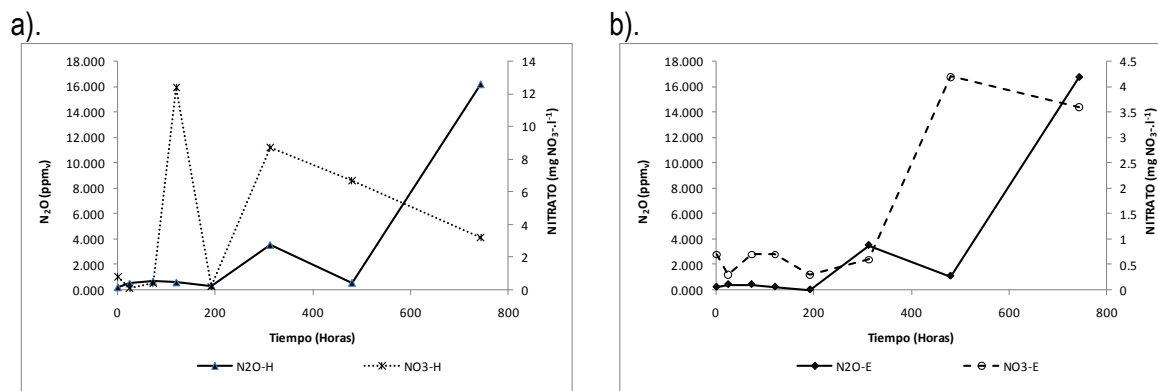


Figura 26. Perfiles medios de concentraciones de  $N_2O$

a) P1, b) P2, c) P3 y d) P4

### 6.3.3.1 Concentraciones de $N_2O$ vs $NO_3^-$

Teniendo en cuenta a autores como (Liikanen *et al.*, 2002a; Stadmark and Leonardson, 2005; Stadmark and Leonardson, 2007) quienes han reportado que el incremento de la disponibilidad de  $NO_3^-$  inciden directamente sobre la emisión de  $N_2O$  debido a que el  $NO_3^-$  toma importancia como aceptor de electrones para microorganismos quimiorganotrofos y al mismo tiempo estimula la desnitrificación, se presenta en la Figura 27 el comportamiento de la generación de  $N_2O$  en contraste con las concentraciones de  $NO_3^-$ .



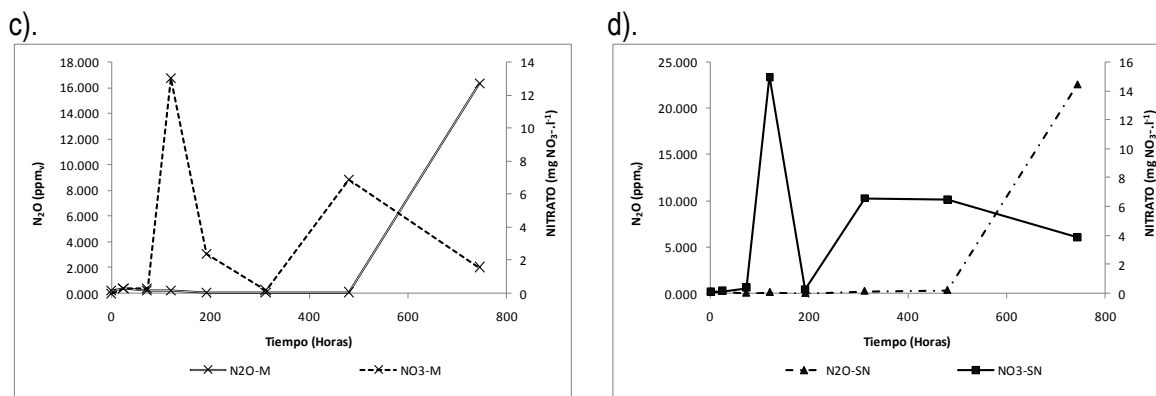


Figura 27. Comportamiento de concentraciones  $N_2O$  vs  $NO_3^-$  (P1)  
a) H, b) E, c) M y d) SN

En la figura 27 se observa que para los tres estados de eutrofización la generación de óxido nitroso desde las 0 a 420 horas es casi nula, sin embargo a partir de las 420 horas las concentraciones de  $N_2O$  se incrementan hasta finalizar el estudio. Al contrastar los resultados de la producción de  $N_2O$  con las concentraciones de  $NO_3^-$  se identifica que las concentraciones de óxido nitroso aumentan a partir del aumento y posterior disminución de las concentraciones de  $NO_3^-$ , lo cual sugiere que en los sedimentos ocurren procesos de desnitrificación incompletas (Huttunen *et al.*, 2003) en donde las bacterias que llevan a cabo el proceso emplean como fuente de carbono la materia orgánica y como aceptor final de electrones el nitrato en ausencia de oxígeno. En los sedimentos los procesos de desnitrificación que las bacterias anaerobias facultativas realizan producen  $N_2O$  utilizando  $NO_3^-$  como aceptor final de electrones.

De acuerdo a Stadmark y Leonardson (2007) durante la transformación de  $NO_3^-$  a  $N_2$  pequeñas cantidades de  $N_2O$  disuelto se pueden acumular en los sedimentos y en el fondo del agua en donde el gas se difunde en la columna de agua e ingresa a la atmósfera o se reduce en los procesos de desnitrificación. En su estudio realizado a escala laboratorio reportaron el efecto de la adición de  $NO_3^-$  sobre la emisión de  $N_2O$ , encontrando que la adición de las concentraciones de  $NO_3^-$  estimularon las emisiones de  $N_2O$  en condiciones anóxicas presentándose la mayor emisión ( $50 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ) en los sedimentos al adicionarse una concentración de  $16 \text{ mg } NO_3^- \cdot l^{-1}$  (Ver resultados de  $N_2O$  vs  $NO_3^-$  de los sedimentos P2, P3 y P4 en ANEXO B).

### 6.3.3.2 Comparación de las emisiones de $N_2O$ de los sedimentos procedentes de 4 zonas de la Laguna de Sonso.

La emisión de  $N_2O$  en los sedimentos se estimó teniendo en cuenta el tiempo en el que se registró la máxima emisión en todos los tratamientos las cuales se reportan en la Tabla 12.

Tabla 12. Emisión de  $N_2O$  en sedimentos

ESTADO EUTROFIZACIÓN	FLUX $N_2O$			
	P1	P2	P3	P4
	$(\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1})$			
SN	3.23	1.83	1.16	1.75
M	2.33	1.11	1.49	1.36
E	2.39	1.77	1.76	2.62
H	2.31	1.07	1.91	5.63

En la tabla 12 se observa que de los 4 sedimentos evaluados la mayor emisión de  $N_2O$  se registra en el sedimento procedente de P4 para el estado de eutrofización H con un flujo de  $5.63 \mu g.m^{-2}.h^{-1}$ , debido probablemente a las altas concentraciones de nitrógeno total registradas en el sedimento ( $5120 mg N.l^{-1}$ ) las cuales pueden promover procesos de nitrificación en ambientes oxigenados y desnitrificación en ambientes anóxicos (Cole and Caraco, 2001).

En los otros estados de eutrofización las emisiones de  $N_2O$  fueron altas en los sedimentos de P1, las cuales se fundamentan en las altas concentraciones de  $NO_3^-$  registradas en la columna de agua para el estado SN, M, E y H con 15, 13, 4.2 y  $12.4 mg N-NO_3^-$  respectivamente que posteriormente fueron consumidas favoreciendo procesos de nitrificación y desnitrificación incompletas (Huttunen *et al.*, 2003) en donde las bacterias que llevan a cabo el proceso emplean como fuente de carbono la materia orgánica y como aceptor final de electrones el nitrato en ausencia de oxígeno.

#### **6.3.4 Comportamiento de las concentraciones de $CO_2$ , $CH_4$ y $N_2O$**

En la figura 28 se muestra el comportamiento registrado para las concentraciones de  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $N_2O$  en conjunto para los sedimentos procedentes de P1, de donde se observa que las concentraciones de óxido nítrico incrementan notablemente cuando las concentraciones de  $CH_4$  disminuyen a concentraciones cercanas a cero, las cuales se mantienen constantes hasta finalizar el estudio, comportamiento que se registró en todos los sedimentos y niveles de eutrofización evaluados (Ver resultados de P2, P3 y P4 en ANEXO B).

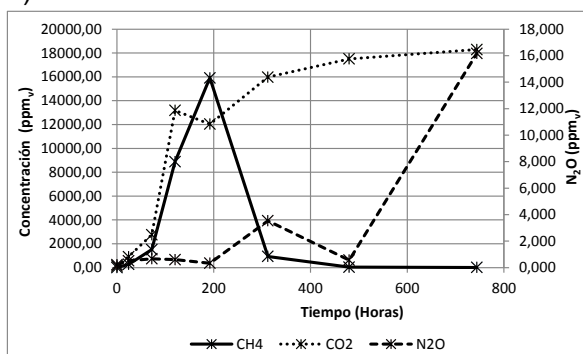
Los microorganismos productores de  $CH_4$  y  $CO_2$  toman principalmente los sustratos orgánicos disponibles como fuente de carbono, razón por la cual en el tiempo se agota y provoca en los reactores que la relación C:N disminuya. De igual forma en los reactores hay agotamiento de oxígeno por lo que los microorganismo utilizan  $NO_3^-$  como aceptor de electrones. En este sentido, ocurren procesos de desnitrificación como un proceso respiratorio anaerobio heterotrófico del tipo anóxico donde la reducción del  $NO_3^-$  hasta  $N_2$  sigue una serie de pasos que involucran la actividad de diferentes enzimas. Cada paso tiene una velocidad específica que depende las características cinéticas de las enzimas, de esta forma si las enzimas involucradas en la última etapa presentan velocidad menor a las enzimas de las primeras etapas origina la acumulación de productos intermediarios (Sánchez and Sanabria, 2009).

De acuerdo a Cervantes *et al.*, (2000), la reducción de  $N_2O$  es la etapa más lenta de la reducción de  $NO_3^-$  a  $N_2$  provocando la acumulación de  $N_2O$ . Estudios muestran que la velocidad desnitrificante está asociada con el crecimiento microbiano razón por la cual es importante ajustar la relación C:N para tener un proceso desnitrificante eficiente. En este sentido, Cervantes *et al.*, (1998) afirma que la relación DQO: $NO_3^-$  y la concentración de oxígeno son factores que influyen la acumulación de productos intermedios en la desnitrificación tales como  $N_2O$ .

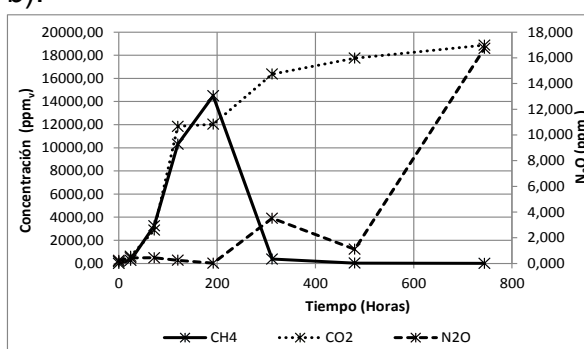
Lo anteriormente mencionado permite explicar el comportamiento registrado en los reactores en los cuales a partir de las 480 horas de estudio se observa el incremento de concentraciones de  $N_2O$ , instante de tiempo en el cual las concentraciones de  $CH_4$  disminuyen. De aquí se infiere que la relación C:N disminuyó por lo que los procesos de desnitrificación no son eficientes y facilitan la acumulación de  $N_2O$ , de aquí que se registre un aumento en sus concentraciones hasta finalizar el estudio.



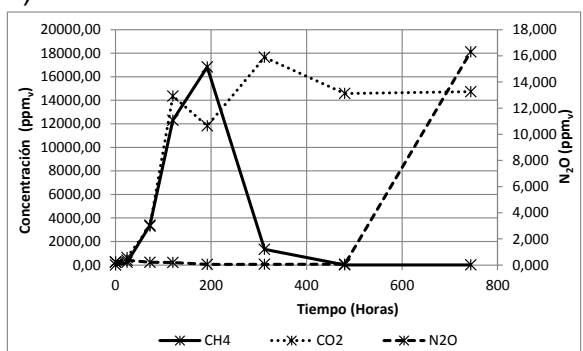
a).



b).



c).



d).

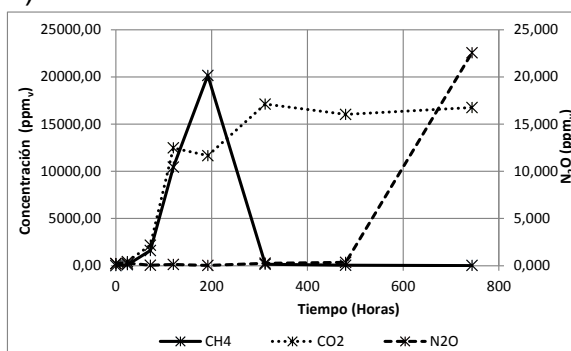


Figura 28. Comportamiento CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (P1)  
a) H, b) E, c) M y d) SN

## 7 CONCLUSIONES

El establecimiento de los procedimientos para la evaluación de gases de efecto invernadero producidos en los sedimentos de un ecosistema acuático léntico eutrofizado permite la adecuación a las condiciones locales de metodologías reportadas en la literatura. La ventaja de ésta radicó en que es una metodología adaptada a las condiciones locales, de bajo costo y confiable que puede emplearse en ecosistemas con condiciones similares al ecosistema estudiado.

Los sedimentos de la Laguna de Sonso se consideran como una fuente emisora de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  a la atmósfera. El análisis estadístico realizado mediante modelos lineales mixtos indicó que el contenido de materia orgánica y nutrientes principalmente nitrato y nitrógeno amoniacal inciden en la emisión de estos gases de efecto invernadero. Los modelos estadísticos obtenidos para estimar la generación de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  mostraron correlaciones superiores a 0.90 indicando un buen factor de ajuste con las covariables predictoras estudiadas. En este sentido, los modelos estadísticos toman importancia en su aporte a la disminución de incertidumbres asociadas a la generación de GEI en ecosistemas acuáticos eutrofizados de zonas tropicales y se convierten en herramienta útil para avanzar en la toma de decisiones asociadas con la planificación, intervención y ordenamiento de los mismos.

Las emisiones de GEI más altas registradas en los sedimentos de la Laguna de Sonso se reportaron en P1 con un flux de 12.79 y 4.10  $\text{mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  para  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , respectivamente; por su parte la máxima emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  se presentó en P4 con un flux de 5.63  $\mu\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . En general, los sedimentos emiten mayores flujos de  $\text{CO}_2$  que  $\text{CH}_4$ , mientras que las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  fueron mínimas. Los resultados sugieren que las emisiones de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  se ven influenciadas principalmente por las concentraciones de materia orgánica debido a la degradación por parte de los microorganismos quienes llevan a cabo reacciones de oxidación y reducción produciendo  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , respectivamente. Por su parte, en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  incidieron las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  las cuales favorecen los procesos de nitrificación y desnitrificación incompletas.

No se observaron diferencias significativas en las emisiones de GEI para los tres niveles de eutrofización simulados para los sedimentos procedentes de 4 zonas diferentes. Ello se pudo explicar por el alto contenido de nutrientes y materia orgánica en los sedimentos estudiados, lo cual sugirió que en los reactores no hubo limitación de estos elementos para que ocurriera la formación de GEI, por el contrario las emisiones de GEI fueron controladas por las concentraciones de materia orgánica y nutrientes acumulados en los sedimentos.

Las máximas emisiones de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  se registraron en los sedimentos procedentes de la Zona Norte de la Laguna de Sonso, comportamiento que sugiere que las condiciones de eutrofización existentes en la zona estimulan la producción de GEI. Por su parte, las máximas emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  se registraron en los sedimentos procedentes de la Zona Sur de la Laguna de Sonso evidenciando que la presencia de vegetación incide en la formación de  $\text{N}_2\text{O}$ .

## 8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahlgren, J., Reitzel, K., De Brabandere, H., Gogoll, A. and Rydin, E. (2011) Release of organic P forms from lake sediments. *Water research*, 45, 565-572.
- Alongi, D. M., Tirendi, F., Dixon, P., Trott, L. A. and Brunskill, G. J. (1999) Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi-enclosed delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 451-467.
- Amaral, J. A. and Knowles, R. (1994) Methane metabolism in a temperate swamp. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 3945-3951.
- Apha (1976) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 14ed, APHA American Public Health Association.
- Arana, V. A. and Paez, M. I. (2005) Determinación de residuos de insecticidas organofosforados en aguas de la Laguna de Sonso mediante cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas. *Revista Universidad de Caldas*.
- Bauza, J. F., Morell, J. M. and Corredor, J. E. (2002) Biogeochemistry of nitrous oxide production in the red mangrove (*Rhizophora mangle*) forest sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 697-704.
- Beutel, M. W. (2006) Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecological Engineering*, 28, 271-279.
- Bodelier, P. L. E. and Laanbroek, H. J. (2004) Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS microbiology ecology*, 47, 265-277.
- Bosse, U., Frenzel, P. and Conrad, R. (1993) Inhibition of methane oxidation by ammonium in the surface layer of a littoral sediment. *FEMS microbiology ecology*, 13, 123-134.
- Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S. and Jansson, M. (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229-244.
- Cabello, P., Roldán, M. D. and Moreno-Vivián, C. (2004) Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea. *Microbiology*, 150, 3527-3546.
- Canziani, G. A., Ferrati, R. M., Rossi, C. and Ruiz-Moreno, D. (2006) The influence of climate and dam construction on the Ibera wetlands, Argentina. *Regional Environmental Change*, 6, 181-191.
- Cervantes, F., Monroy, O. and Gomez, J. (1998) Accumulation of intermediates in a denitrifying process at different copper and high nitrate concentrations. *Biotechnology Letters*, 20, 959-961.
- Cervantes, F., Pérez, J. and Gomez, J. (2000) Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *REVISTA LATINOAMERICANA DE MICROBIOLOGIA-MEXICO*, 42, 73-82.
- Cole, J. J. and Caraco, N. F. (2001) Emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from a tidal, freshwater river, the Hudson River, New York. *Environmental science & technology*, 35, 991-996.
- Coles, J. R. P. and Yavitt, J. B. (2002) Control of methane metabolism in a forested northern wetland, New York State, by aeration, substrates, and peat size fractions. *Geomicrobiology Journal*, 19, 293-315.
- Conrad, R. (1996) Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO). *Microbiological reviews*, 60, 609-640.
- CVC (2001) Caracterización de la calidad del agua del Río Cauca y sus tributarios tramo Salvajina - La Virginia. Corporación Autonoma Regional del Valle del Cauca, Cali.
- CVC (2012) Síntesis de la calidad de agua en el Río Cauca. Corporación autonoma regional del Valle del Cauca, Cali, pp. 5.

- CVC, A. (2007) Plan de manejo ambiental integral, humedal laguna de Sonso. 36.
- Chan, O. C., Claus, P., Casper, P., Ulrich, A., Lueders, T. and Conrad, R. (2005) Vertical distribution of structure and function of the methanogenic archaeal community in Lake Dagow sediment. *Environmental microbiology*, 7, 1139-1149.
- Chapman, S. J., Kanda, K., Tsuruta, H. and Minami, K. (1996) Influence of temperature and oxygen availability on the flux of methane and carbon dioxide from wetlands: a comparison of peat and paddy soils. *Soil science and plant nutrition*, 42, 269-277.
- Christensen, P. B., Glud, R. N., Dalsgaard, T. and Gillespie, P. (2003) Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture*, 218, 567-588.
- De Vicente, I., López, R., Pozo, I. and Green, A. J. (2012) Nutrient and sediment dynamics in a Mediterranean shallow lake in southwest Spain. *Limnetica*, 31, 231-250.
- Denman, K. L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E. and Jacob, D. (2007) Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. *Climate change*, 2007, 541-584.
- Dodla, S. K., Wang, J. J., Delaune, R. D. and Breitenbeck, G. (2009) Carbon gas production under different electron acceptors in a freshwater marsh soil. *Chemosphere*, 76, 517-522.
- Duan, X., Wang, X., Mu, Y. and Ouyang, Z. (2005) Seasonal and diurnal variations in methane emissions from Wuliangsu Lake in arid regions of China. *Atmospheric Environment*, 39, 4479-4487.
- Friedman, J. B. (2009) Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México. Volumen I, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Giani, L., Bashan, Y., Holguin, G. and Strangmann, A. (1996) Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma*, 72, 149-160.
- Gischgler, C. and Cevethovik, K. (2007) Pathways of heavy metals towards Sonso lagoon and implications for stakeholders of the Cauca Valley. In *Agua 2007: Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de las metas del milenio*, pp. 148.
- Greb, S. F. and DiMichele, W. A. (2006) *Wetlands through time*, Geological Society of America.
- Hernández, M. F. (2005) Estudio de la calidad del agua, estado trófico y caracterización de factores físicos de la Laguna de Sonso. In *Facultad de Ingeniería Universidad del Valle, Cali*, pp. 140.
- Hughes, L. (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in ecology & evolution*, 15, 56-61.
- Huttunen, J. T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J. and Martikainen, P. J. (2003) Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 52, 609-621.
- Huttunen, J. T., Väisänen, T. S., Heikkinen, M., Hellsten, S., Nykänen, H., Nenonen, O. and Martikainen, P. J. (2002) Exchange of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O between the atmosphere and two northern boreal ponds with catchments dominated by peatlands or forests. *Plant and soil*, 242, 137-146.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Istvánovics, V. (2008) The role of biota in shaping the phosphorus cycle in lakes. *Freshwater Reviews*, 1, 143-174.
- Jensen, H. S. and Andersen, F. O. (1992) Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes.

- Jensen, J. P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Landkildehus, F. and Sortkjaer, L. (2004) Søer 2003: NOVA 2003.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Beklioglu, M. and Ozen, A. (2009) Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1930-1941.
- Jiang, X., Jin, X., Yao, Y., Li, L. and Wu, F. (2008) Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water research*, 42, 2251-2259.
- Jonsson, A., Meili, M., Bergström, A.-K. and Jansson, M. (2001) Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Öerträsket, N. Sweden). *Limnology and oceanography*, 46, 1691-1700.
- Kaiserli, A., Voutsas, D. and Samara, C. (2002) Phosphorus fractionation in lake sediments—Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 46, 1147-1155.
- Keddy, P. A. (2010) *Wetland Ecology: Principles and Conservation*, Cambridge University Press.
- Khan, F. A. and Ansari, A. A. (2005) Eutrophication: an ecological vision. *The Botanical Review*, 71, 449-482.
- Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., Peterson, T. and Prather, M. (2007) Historical overview of climate change In *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Eds, Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. and Miller, H. L.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Li, C. S. (2000) Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58, 259-276.
- Liikanen, A. (2002) Greenhouse gas and nutrient dynamics in lake sediment and water column in changing environment. *Kuopio University publications C. Natural and Environmental Sciences*, 147, 603.
- Liikanen, A., Flöjt, L. and Martikainen, P. (2002a) Gas dynamics in eutrophic lake sediments affected by oxygen, nitrate, and sulfate. *J. Environ. Qual*, 31, 338.
- Liikanen, A. and Martikainen, P. J. (2003) Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52, 1287-1293.
- Liikanen, A., Tanskanen, H., Murtoniemi, T. and Martikainen, P. J. (2002b) A laboratory microcosm for simultaneous gas and nutrient flux measurements in sediments. *Boreal environment research*, 7, 151-160.
- Liikanen, A. N. U., Murtoniemi, T., Tanskanen, H., Väisänen, T. and Martikainen, P. J. (2002c) Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake. *Biogeochemistry*, 59, 269-286.
- Mainstone, C. P. and Parr, W. (2002) Phosphorus in rivers - ecology and management. *Science of the total environment*, 282-283, 25-47.
- Malecki, L. M., White, J. R. and Reddy, K. R. (2004) Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the lower St. Johns River estuary. *Journal of environmental quality*, 33, 1545-1555.
- McKee, D., Hatton, K., Eaton, J. W., Atkinson, D., Atherton, A., Harvey, I. and Moss, B. (2002) Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. *Aquatic Botany*, 74, 71-83.

- Mitsch, W. J., Tejada, J., Nahlik, A., Kohlmann, B., Bernal, B. and Hernández, C. E. (2008) Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 34, 276-288.
- Montgomery, D. C., Peck, E. A. and Vining, G. G. (2012) *Introduction to linear regression analysis*, Wiley.
- Mooij, W. M., Huelsmann, S., De Senerpont Domis, L. N., Nolet, B. A., Bodelier, P. L. E., Boers, P. C. M., Pires, L. M. D., Gons, H. J., Ibelings, B. W. and Noordhuis, R. (2005) The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology*, 39, 381-400.
- Murase, J. and Sugimoto, A. (2005) Inhibitory effect of light on methane oxidation in the pelagic water column of a mesotrophic lake (Lake Biwa, Japan). *Limnology and oceanography*, 50, 1339-1343.
- Naranjo, L. G., Pérez, G. I. A. and de León, E. P. (1999) *Humedales interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible*.
- Niemistö, J., Tamminen, P., Ekholm, P. and Horppila, J. (2012) Sediment resuspension: rescue or downfall of a thermally stratified eutrophic lake? *Hydrobiologia*, 686, 267-276.
- Pages, A. s., Teasdale, P. R., Robertson, D., Bennett, W. W., SchÄ¶fer, J. r. and Welsh, D. T. (2011) Representative measurement of two-dimensional reactive phosphate distributions and co-distributed iron (II) and sulfide in seagrass sediment porewaters. *Chemosphere*, 85, 1256-1261.
- Peters, V. and Conrad, R. (1996) Sequential reduction processes and initiation of CH<sub>4</sub> production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 371-382.
- Rantakari, M. and Kortelainen, P. (2005) Interannual variation and climatic regulation of the CO<sub>2</sub> emission from large boreal lakes. *Global Change Biology*, 11, 1368-1380.
- Rojas, M., International Union for Conservation of, N. and Natural Resources. Oficina Regional para, M. r. (2003) *El cambio climático y los humedales en Centroamérica: implicaciones de la variación climática para los ecosistemas acuáticos y su manejo en la región*, UICN.
- Roldán G and Ramírez, J. (2008) *Fundamentos de limnología neotropical*, Universidad de Antioquia, Medellín.
- Sánchez, J. and Sanabria, J. (2009) Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 11, 114-124.
- Scholten, J. C. M., Elferink, S. J. W. M. O., van Bodegom, P. M. and Stams, A. J. M. (1996) Acetate mineralization in freshwater sediments. In *The influence of sulfate and nitrate on the methane formation by methanogenic archaea in freshwater sediments*, pp. 163.
- Schrier-Uijl, A., Veraart, A., Leffelaar, P., Berendse, F. and Veenendaal, E. (2011) Release of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry*, 102, 265-279.
- Segers, R. (1998) Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41, 23-51.
- Small, G. E., Bullerjahn, G. S., Sterner, R. W., Beall, B. F., Brovold, S., Finlay, J. C., McKay, R. M. and Mukherjee, M. (2013) Rates and controls of nitrification in a large oligotrophic lake. *Limnology and oceanography*, 58, 276-286.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. and Nekola, J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100, 179-196.
- Søndergaard, M. (1989) Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a water circulation system. *Fundamental and Applied Limnology*, 116, 45-59.

- Søndergaard, M. (2007) Nutrient dynamics in lakes-with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Aarhus Universitet, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. and Jeppesen, E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135-145.
- Stadmark, J. and Leonardson, L. (2005) Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25, 542-551.
- Stadmark, J. and Leonardson, L. (2007) Greenhouse gas production in a pond sediment: Effects of temperature, nitrate, acetate and season. *Science of the total environment*, 387, 194-205.
- Tauchnitz, N., Brumme, R., Bernsdorf, S. and Meissner, R. (2008) Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains. *Plant and soil*, 303, 131-138.
- Torres-Alvarado, R., Ramírez-Vives, F. and Fernández, F. J. (2005) Methanogenesis and methane oxidation in wetlands. Implications in the global carbon cycle *Metanogénesis y metano-oxidación en humedales. Implicaciones en el ciclo del carbono global. Hidrobiológica*, 15, 327-349.
- Varis, O., Kumm, M., Harkonen, S. and Huttunen, J. T. (2012) Greenhouse Gas Emissions from Reservoirs. In *Impacts of Large Dams: A Global Assessment* Springer, pp. 69-94.
- Vélez, C. A. and Mynett, A. E. (2006) Water Quality and Ecosystem Modelling A Case study for Sonso Lagoon, Colombia. In *7th International Conference on Hydroinformatics HIC Nice*, France.
- Walter, K. M., Smith, L. C. and Stuart Chapin, F. (2007) Methane bubbling from northern lakes: present and future contributions to the global methane budget. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365, 1657.
- Wang, H., Holden, J., Spera, K., Xu, X., Wang, Z., Luan, J., Xu, X. and Zhang, Z. (2012) Phosphorus fluxes at the sediment-water interface in subtropical wetlands subjected to experimental warming: A microcosm study. *Chemosphere*.
- Wang, H., Yang, L., Wang, W., Lu, J. and Yin, C. (2007) Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) fluxes and their relationships with water-sediment characteristics in a hyper-eutrophic shallow lake, China. *Journal of geophysical research*, 112, G01005.
- Wetzel, R. G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*, Academic press.
- Wilde, H. P. J. and Bie, M. J. M. (2000) Nitrous oxide in the Schelde estuary: production by nitrification and emission to the atmosphere. *Marine Chemistry*, 69, 203-216.
- Woszczyk, M., Bechtel, A., Gratzner, R., Kotarba, M. J., Kokociński, M. a., Fiebig, J. and Cieślowski, R. (2011) Composition and origin of organic matter in surface sediments of Lake Sarbsko: A highly eutrophic and shallow coastal lake (northern Poland). *Organic Geochemistry*, 42, 1025-1038.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H. and He, Z. (2008) Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University-Science B*, 9, 197-209.
- Yi Lu, C., Wong, Y. S., Tam, N. F. Y., Ye, Y. and Lin, P. (1999) Methane flux and production from sediments of a mangrove wetland on Hainan Island, China. *Mangroves and Salt Marshes*, 3, 41-49.
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J. and Gelbrecht, J. (2010) Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*, 20, 1336-1349.

# **ANEXO A**

## **Protocolo operativo estandarizado**

**Estimación de gases de efecto invernadero en los sedimentos de un lago eutrofizado:  
Influencia de nutrientes N y P.**





## **Protocolo Operativo Estandarizado**

**Estimación de gases de efecto invernadero en los sedimentos de un lago eutrofizado:  
Influencia de nutrientes N y P.**

**Dinámica de la emisión de gases de efecto invernadero en un ecosistema acuático  
eutrofizado (Laguna de Sonso)**

**Grupos de investigación:**

**Biología Vegetal Aplicada  
Estudio y Control de la Contaminación Ambiental – ECCA  
Grupo de Investigación en Procesos Avanzados para Tratamientos Biológicos y Químicos –  
GAOX**

## 1. Introducción

Colombia cuenta con una oferta amplia de humedales naturales, de los cuales algunos de ellos han sido intervenidos antrópicamente como es el caso de la Laguna de Sonso, localizada en el departamento del Valle del Cauca y que acorde con lo reportado por (CVC, 2007) presenta un estado de eutrofización con tendencia eutrófica.

Considerando el estado eutrófico de la Laguna de Sonso y la necesidad de establecer la relación existente entre el exceso de nutrientes que gobiernan dicho ecosistema y las emisiones de GEI, esta investigación pretende contribuir a la comprensión de la dinámica de los GEI en dicho cuerpo léntico eutrofizado. Por lo anteriormente mencionado en este protocolo se detallan los pasos a seguir para evaluar la influencia de los nutrientes (N y P) en los gases efecto invernadero ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$ ) generados en los sedimentos de la laguna de Sonso.

## 2. Objetivo

Normalizar y documentar los procedimientos en cada una de las etapas de estimación de la influencia de los nutrientes (N y P) en los gases efecto invernadero ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$ ) generados en los sedimentos de la laguna de sonso.

## 3. Responsabilidades

En la tabla 1 se presentan los integrantes del equipo de trabajo con las responsabilidades asignadas.

Tabla 13. Equipo de trabajo

Nombre	Responsabilidades
Investigador Principal (Juan Pablo Silva)	<ul style="list-style-type: none"><li>✓ Asesoría investigativa.</li><li>✓ Revisión de protocolos e informes.</li></ul>
Coinvestigador (Ana Lasso)	<ul style="list-style-type: none"><li>✓ Asesoría investigativa.</li><li>✓ Supervisión del plan de monitoreo – selección de puntos de muestreo y toma de muestras de sedimentos en los diferentes puntos de la Laguna de Sonso.</li><li>✓ Control sobre los procedimientos a desarrollar en campo y en el laboratorio (Toma de muestras, preservación y pruebas de laboratorio).</li><li>✓ Control sobre la calidad de los datos obtenidos</li><li>✓ Acompañamiento en el proceso de análisis de la información obtenida.</li></ul>
Tesista Teresita Canchala	<ul style="list-style-type: none"><li>✓ Diseño de la logística del muestreo de sedimentos en campo y montaje experimental en el laboratorio.</li><li>✓ Ejecución del plan de monitoreo – selección de puntos de muestreo y toma de muestras de sedimentos</li><li>✓ Operación sobre los procedimientos a desarrollar en campo y en el laboratorio (Toma de muestras, preservación y pruebas de laboratorio).</li><li>✓ Seguimiento y medición de parámetros fisicoquímicos y gases de efecto invernadero durante el tiempo de duración del</li></ul>

Nombre	Responsabilidades
	<ul style="list-style-type: none"> <li>montaje experimental</li> <li>✓ Organización y procesamiento de resultados obtenidos</li> <li>✓ Aplicación de herramientas estadísticas para el análisis de datos</li> <li>✓ Análisis de resultados obtenidos</li> <li>✓ Construcción de informes de avance, tesis y artículo asociado a la investigación.</li> </ul>

#### 4. Procedimientos – Medición de GEI en Sedimentos

##### 4.1 Área de Estudio

La Laguna de Sonso o del Chircal está ubicada en la margen derecha del Río Cauca a 5 km al sur de la ciudad de Buga; se constituye en el mayor ecosistema autóctono que existe en el valle aluvial del Río Cauca. Comprende la zona plana delimitada por los ríos Sonso y Guadalajara y desde la divisoria de aguas de estos dos ríos hasta el Río Cauca incluyendo el área de drenaje de la propia laguna. Se extiende de sur a norte a lo largo de 12 km y ocupa un área total de 2045 Has, de las cuales 745 corresponden al espejo de agua, constituyéndose las 1300 Has restantes en el anillo de zona de amortiguación; la laguna se alimenta principalmente de las aguas del Río Cauca y en menor proporción de algunos afluentes del Río Guadalajara y Sonso.

La Laguna de Sonso esta en jurisdicción de los municipios de Buga y Yotoco en el departamento del Valle del Cauca encontrándose enmarcada por los siguientes límites generales: Norte; carretera Buga-media canoa, Sur; río Sonso, Occidente; río Cauca, Oriente; por una línea alejada de la laguna aproximadamente 2 km (Alvarez, 1999), ver figura 1.

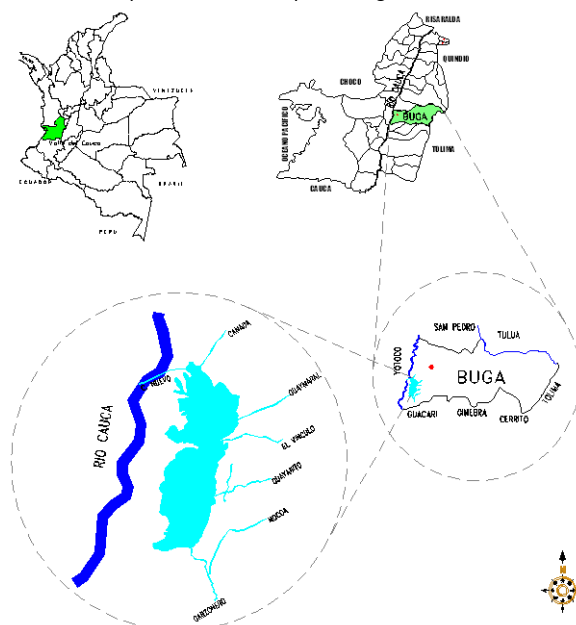


Figura 29. Localización general de la Laguna de Sonso en el contexto nacional, departamental y regional.

A fin de evaluar la influencia de diferentes concentraciones de N y P en las emisiones de gases de efecto invernadero emitidos por los sedimentos, se simulaban en el laboratorio tres condiciones de

eutrofización basados en las concentraciones de N y P establecidas por Yang *et al.*, (2008) para los estados mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico.

Por otra parte, conforme a lo reportado en la literatura las características de los sedimentos pueden variar espacialmente y por tanto afectar la producción de gases de efecto invernadero. En este sentido para el montaje de los reactores en laboratorio se tomaron muestras de sedimentos de 4 zonas representativas de la Laguna de Sonso, las cuales se describen detalladamente más adelante.

#### 4.2 Diseño Experimental Estadístico

Para responder a la hipótesis planteada, se realizó un diseño experimental de medidas repetidas por dos factores con covariables, en el cual la unidad de análisis es la Laguna de Sonso y las unidades muestrales las constituyen las muestras de sedimentos extraídas de la Laguna. Las variables de respuesta son las concentraciones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> y los factores de estudio considerados son el grado eutrófico de la laguna y los diferentes puntos de muestreo del sedimento, los cuales se detallan en la Tabla 2. De la combinación de los factores se tiene como resultados 16 tratamientos a evaluar.

Tabla 14. Factores y niveles contemplados en el diseño experimental estadístico

Factores	Niveles
Niveles de Eutrofización	Sin Nutrientes (SN)
	Estado Mesotrófico (M)
	Estado Eutrófico (E)
	Estado Hipereutrófico (H)
Puntos de Muestreo	P1
	P2
	P3
	P4

La selección de los puntos estuvo sujeta a características propias de la Laguna de Sonso tales como calidad de agua, vertimientos de aguas residuales, procesos de sedimentación y vegetación predominante. En este sentido, los puntos seleccionados fueron:

- *Punto influenciado por procesos de Sedimentación (P1):* Se localizará en la zona norte de la Laguna de Sonso, punto en el cual existe intercambio de agua y sedimentos con el Río Cauca.
- *Punto influenciado por vertimientos de aguas residuales (P2):* En cuerpos acuáticos el incremento en las cargas de materia orgánica y de nutrientes influye en la dinámica de los GEI, ya que alteran los ciclos de carbono y nitrógeno, por ello se muestreará al oriente de la Laguna

de Sonso, punto en el cual influyen los vertimientos de tipo doméstico e industrial y la escorrentía difusa de cultivos de caña.

- *Punto Sin Cobertura Vegetal (P3)*: Localizado en la zona centro la Laguna de Sonso, zona en la cual no hay presencia de vegetación y la profundidad no presenta influencia de procesos de sedimentación.
- *Punto Influenciado por Cobertura Vegetal (P4)*: Localizado al sur de la Laguna de Sonso con presencia de *Eichornia Crassipes* (Buchón de Agua), vegetación característica de este ecosistema

En la Figura 2 se muestra esquemáticamente la localización de los 4 puntos de muestreo descritos anteriormente:



**Figura 30. Esquema puntos de muestreo de sedimento en la Laguna de Sonso**

Fuente: el autor

#### **4.3 Montaje Experimental**

Por cada punto de muestreo seleccionado, fue necesario el almacenamiento de un volumen de 6 L de sedimentos, los cuales se tomaron empleando un muestreador de sedimentos (Ver Figura 3) a una profundidad de 10 cm contados a partir de la superficie más alta del sedimento.



**Figura 31. Muestreador de sedimentos**

Una vez tomadas los sedimentos y almacenados en recipientes, son transportados al laboratorio en neveras portátiles garantizando una temperatura de 4°C. En el laboratorio los sedimentos deben ser guardados a la misma temperatura y en condiciones de oscuridad durante máximo dos días a fin de evitar que comience a efectuarse actividad microbiana antes del montaje experimental.

Para proceder al montaje experimental, en el laboratorio, previa a la incubación de los sedimentos se realizó un análisis de las condiciones iniciales, el cual comprende el análisis de materia orgánica (DQO), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT). Los sedimentos fueron incubados en reactores batch de volumen 500 ml los cuales fueron provistos de tapones de goma equipados con dos llaves de paso y mangueras que facilitaron el muestreo del gas y del agua sintética, así como también se adaptaron con bolsas herméticas a fin de reducir los efectos de la presión del gas (Stadmark and Leonardson, 2005). El esquema del reactor batch empleado se muestra en la Figura 4.

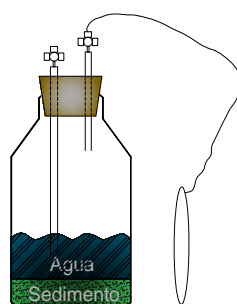


Figura 32. Esquema montaje reactores batch

Una vez caracterizados los sedimentos y almacenados en la oscuridad en cada uno de los reactores batch se incubaron 80 gr de sedimento y 160 ml de agua sintética. El agua sintética permitió simular tres niveles de eutrofización (M, Ey H), para garantizar las concentraciones de nitrógeno y fósforo requeridas se adicionó  $\text{KNO}_3$  y  $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ , respectivamente.

Las concentraciones en cada reactor para simular los tres niveles de eutrofización se definieron de acuerdo a los rangos reportados en la literatura por Yang et al, 2008 los cuales se registran en la tabla 3.

Tabla 15. Concentraciones de NT y PT definidas para cada nivel de eutrofización

Estado Trófico	NT ( $\text{mg/m}^3$ )	PT ( $\text{mg/m}^3$ )
Hipereutrófico	2770	130
Eutrófico	1000	30
Mesotrófico	500	10

La preparación del agua sintética se realizó siguiendo lo estipulado en la metodología para preparar el medio de cultivo WC, establecido por Guillard y Lorenzen (1972) empleando como fuente de carbono acetato de sodio ( $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ). Por otra parte, la inoculación de los sedimentos en los reactores batch de 500 ml se realizó inicialmente mediante la adición de 80 ml de sedimentos los cuales se han mantenido previamente a 4°C, posteriormente se adicionaron 160 ml de agua sintética y se dejó libre un volumen de 260 ml como "headspace". Una vez realizado lo anteriormente

descrito, se procedió a sellar cada uno de los reactores con tapones y tapa rosca para impedir la entrada y salida de los gases.

#### 4.3.1 Preparación del Agua Sintética

Se toman 975 ml de agua y se adicionan las cantidades indicadas en la Tabla 4, posteriormente enrasar hasta un volumen de 1 litro con pH que oscile entre 7.6 – 8 unidades.

Tabla 16. Componentes agua sintética

Componente	Solución Madre	Cantidad	Concentración Molar Final
KNO <sub>3</sub>	0.480 g/l H <sub>2</sub> O	10 ml*	4.74 x 10 <sup>-6</sup> M
		3.61 ml**	
		1.80 ml***	
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ·3H <sub>2</sub> O	0.018 g/l H <sub>2</sub> O	13 ml*	7.75 x 10 <sup>-8</sup> M
		3 ml**	
		10 ml***	
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	3.676 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	2.50 x 10 <sup>-4</sup> M
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	9.243 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	4.14 x 10 <sup>-5</sup> M
NaHCO <sub>3</sub>	3.150 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	3.75 x 10 <sup>-5</sup> M
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	1.500 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	2.50 x 10 <sup>-5</sup> M
Solución Trazas de Metales		0.25 ml	
Solución Vitaminas		0.50 ml	

Cantidades a Adicionar \*Estado Hipereutrofico, \*\*Estado Eutrófico, \*\*\*Estado Mesotrófico

#### 4.3.2 Preparación Metales Trazas

Se preparan 950 ml de H<sub>2</sub>O, adicionando los reactivos registrados en la tabla 5y llevar a un volumen final de 1 L con H<sub>2</sub>O destilada.

Tabla 17. Componentes Solución Metales Trazas

Componente	Solución Madre	Cantidad	Concentración Molar Final
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	-	3.15 g	1.17 x 10 <sup>-5</sup> M

Componente	Solución Madre	Cantidad	Concentración Molar Final
Na <sub>2</sub> .EDTA.2H <sub>2</sub> O	-	4.56 g	1.17 x 10 <sup>-5</sup> M
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	9.8 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	3.93x 10 <sup>-8</sup> M
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	6.3 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	2.66 x 10 <sup>-8</sup> M
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	22 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	7.65 x 10 <sup>-8</sup> M
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	10 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	4.20 x 10 <sup>-8</sup> M
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	180 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	9.10 10 <sup>-7</sup> M

#### 4.3.3 Preparación de Solución de Vitaminas

Preparar vitaminas con 950 ml de H<sub>2</sub>O, disolver la tiamina, adicionar 1 ml de solución primaria y llevar a volumen en 1 litro con agua destilada, refrigerar.

Tabla 18. Componentes Solución de Vitaminas

Componente	Solución Madre	Cantidad	Concentración Molar Final
ThiamineHCl (Vit B1)	-	200 mg	2.96 x 10 <sup>-7</sup> M
Biotin	1 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	2.05 x 10 <sup>-9</sup> M
Cyanocobolamin (Vit B12)	1 g/l H <sub>2</sub> O	1 ml	3.69x 10 <sup>-10</sup> M

#### 4.3.4 Fuente de Carbono – Agua Sintética

Como fuente de carbono se empleó acetato de sodio (CH<sub>3</sub>COONa.3H<sub>2</sub>O) el cual debe ser preparado adicionando 6.5 g/l de agua desmineralizada. De esta solución es necesario adicionar 25 ml de la solución en cada uno de los reactores.

#### 4.3.5 Medición de Gases

La determinación de las emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> se realizó midiendo sus concentraciones en cada uno de los tratamientos, para lo cual se colectaron muestras de gases del interior de los reactores extrayendo 20 ml para medición de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O e inyectándolos en viales sellados al vacío. El seguimiento a cada uno de los tratamientos evaluados se realizó mediante ocho mediciones en el tiempo tanto de gases como de parámetros fisicoquímicos del agua sintética. Las mediciones se establecieron en los siguientes intervalos de tiempo: 0, 24, 72, 120, 192, 312, 480 y 744 horas.



#### 4.4 Análisis de Laboratorio

Durante la etapa experimental se realizaron mediciones de parámetros fisicoquímicos *in situ*, y seguimiento a la fase líquida y gaseosa mediante la medición de los parámetros consignados en la Tabla 7 con las respectivas técnicas de medición a emplear.

Tabla 19. Resumen de parámetros y técnicas analíticas

Medición de parámetros fisicoquímicos	
Parámetro	Técnica analítica
Temperatura	Medición directa empleando termómetro
pH	Medición directa empleando pH-metro
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Microdigestión de DQO
Medición de parámetros fase líquida – Reactores batch	
Parámetro	Técnica analítica
NH <sub>3</sub> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
NO <sub>2</sub> -N	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
N Total	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> - P	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
P Total	Espectrofotometría – Espectrofotómetro Hach DR 2700
Medición de parámetros fase gaseosa – Reactores batch	
Parámetro	Técnica analítica
CO <sub>2</sub>	Espectrofotometría infrarroja con equipo Qubit previamente calibrado
CH <sub>4</sub>	Cromatografía de Gases - equipo Shimadzu GC14A con detector de ionización de llama (FID)

Medición de parámetros fisicoquímicos	
Parámetro	Técnica analítica
N <sub>2</sub> O	Cromatografía de Gases - equipo Shimadzu GC 14A con detector de captura de electrones (ECD)

#### 4.5 Análisis Estadístico

Los datos obtenidos experimentalmente fueron procesados empleando las herramientas gráficas y estadísticas de los programas Excel 2007 y R para Windows.

En Excel se llevaron los registros digitalizados del trabajo de campo y los resultados de pruebas realizadas en el laboratorio, con los cuales posteriormente se realizó el respectivo análisis mediante estadística descriptiva y cuantitativa de concentraciones de gases de efecto invernadero. Adicionalmente, se realizaron diferentes pruebas de comparación entre los datos de concentración de GEI obtenidos de los reactores sometidos a diferentes concentraciones de N y P y conforme a la variación espacial de los sedimentos. En cuanto a la determinación de la influencia de los parámetros explicativos, se realizaron a través de la aplicación de modelos lineales mixtos.

#### 5. Materiales, equipos y técnicas

- Lista de chequeo de materiales y equipos – **SALIDAS DE CAMPO**

ACTIVIDAD: Registro Fotográfico Laguna de Sonso – Puntos de Muestreo	
Materiales	Cantidad
Cámara Fotográfica	1
ACTIVIDAD: Mediciones en la laguna - Profundidad y áreas de vegetación	
Materiales	Cantidad
Bara o elemento de longitud 2.5 m – 3 m	1
Cinta métrica	1
ACTIVIDAD: Simulación Medición de Sedimentos	
Materiales	Cantidad
Muestreador de sedimentos	1
Recipientes de vidrio sedimentos (Volumen=6L, 3 por punto)	12
Neveras para refrigerar sedimentos	3
Rótulos para Recipientes	12
Cinta Ancha	1
GPS	1
pHmetro	2
Termo higrómetro	1

Guantes (Pares)	5
Termómetro	2
<b>ACTIVIDAD: Simulación – Registro parámetros fisicoquímicos y otros</b>	
<b>Materiales</b>	<b>Cantidad</b>
Formato de registro de parámetros a medir en campo (copias)	5
Bitácora de trabajo en campo (cuaderno)	1
Tabla de Soporte para Hojas	1
Lapiceros	4
Lápiz	4
Borrador	4
Calculadora	2

- Lista de chequeo de materiales y equipos – **MONTAJE EXPERIMENTAL**

<b>ACTIVIDAD: Preparación agua sintética de lago</b>	
<b>Reactivos</b>	<b>Cantidad</b>
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	317.60 gr
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	798.59 gr
NaHCO <sub>3</sub>	272.16 gr
Solución Vitamínica	0.50 ml
Solución traza de metales	0.25 ml
KNO <sub>3</sub>	100.33 gr
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .3H <sub>2</sub> O	2.21 gr
CH <sub>3</sub> COONa.3H <sub>2</sub> O	28.08 gr
<b>ACTIVIDAD: Medición Parámetros Fisicoquímicos y Nutrientes</b>	
<b>Materiales</b>	<b>Cantidad</b>
Espectrofotómetro HACH DR 2800	1
Sonda Multiparamétrica	1
Digestor para DQO	1
Reactores Batch	288
Bolsas de Suero	288
Equipo Q-BIT – Medidor de CO <sub>2</sub> – Equipo infrarrojo	1

## **6. Registro de datos**

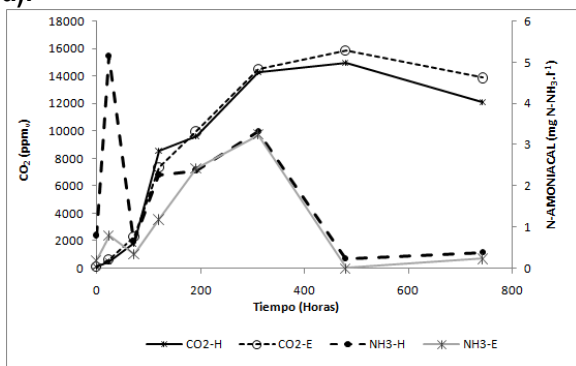
A fin de llevar control durante la etapa experimental del proyecto, se realizaron formatos, protocolos y planillas, las cuales se describen a continuación:

1. Rótulos recipientes de muestreo de sedimentos
2. Rótulos reactores batch (SN, M, E y H)
3. Planilla datos de campo – parámetros in situ
4. Protocolo medición nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fosforo total y fosfatos.
5. Planilla resultados calidad de agua y GEI – Laguna de Sonso
6. Planilla resultados calidad de agua, sedimentos y GEI – Laguna de Sonso.

# **ANEXO B**

## **GRÁFICOS DE CONCENTRACIONES DE GEI vs COVARIABLES**

a).



b).

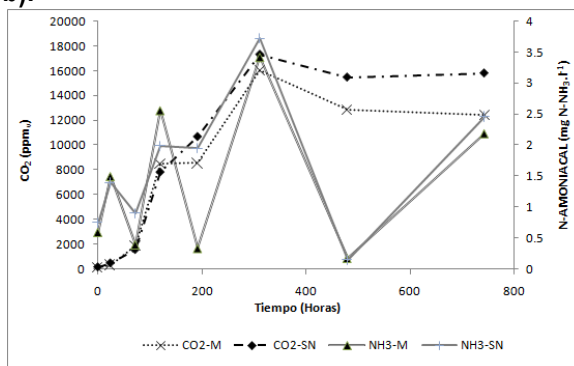
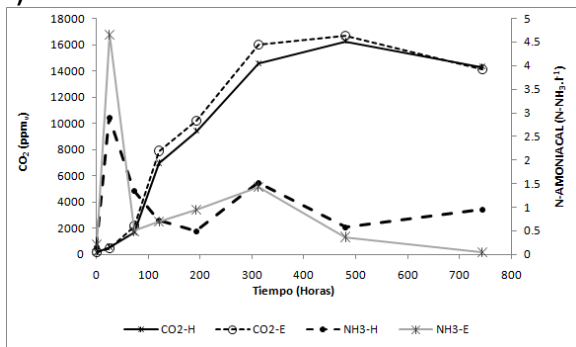


Figura 33. Comportamiento concentraciones de  $\text{CO}_2$  vs  $\text{NH}_3^-$  (P2)  
a). Estado H y E b). Estado M y SN

a).



b).

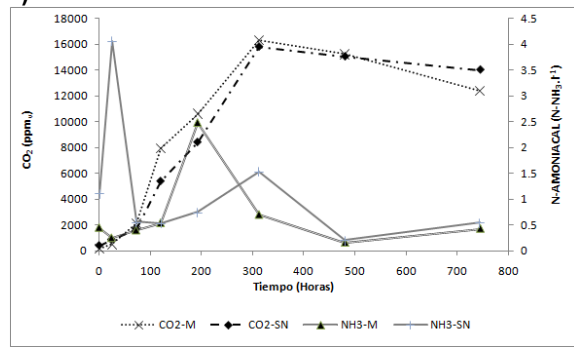
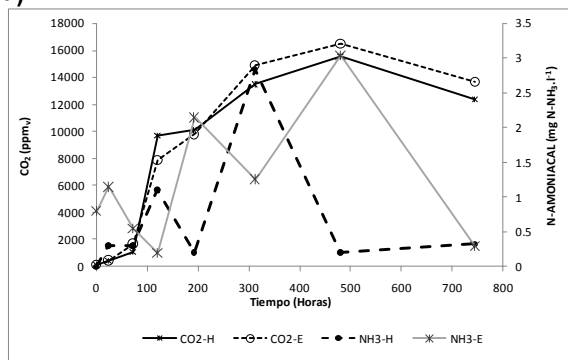


Figura 34. Comportamiento concentraciones de  $\text{CO}_2$  vs  $\text{NH}_3^-$  (P3)  
a). Estado H y E b). Estado M y SN

a).



b).

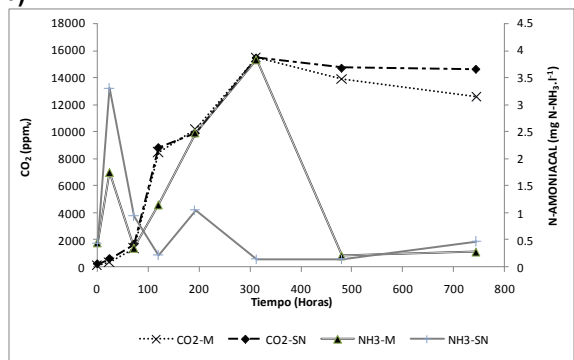
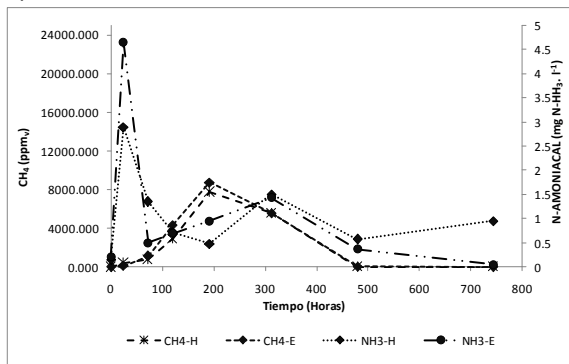


Figura 35. Comportamiento concentraciones de  $\text{CO}_2$  vs  $\text{NH}_3^-$  (P4)  
a). Estado H y E b). Estado M y SN

a).



b).

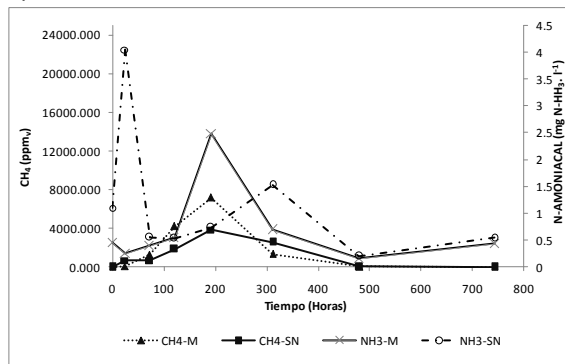
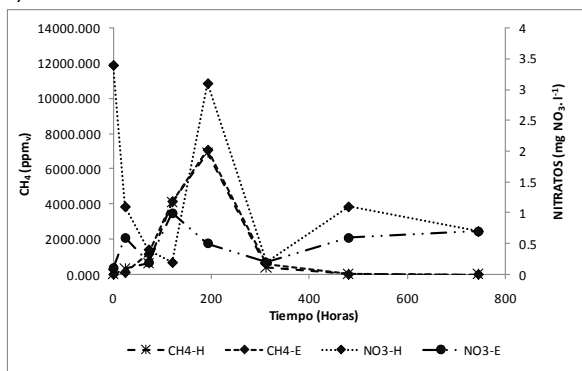


Figura 36. Comportamiento ceoncentraciones  $\text{CH}_4$  vs  $\text{NH}_3$  (P3)

a). Estado H y E b). Estado M y SN

a).



b).

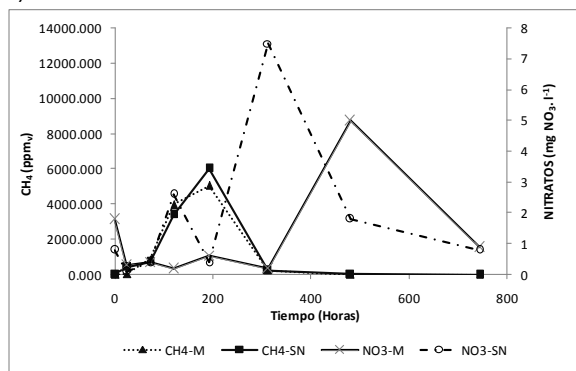
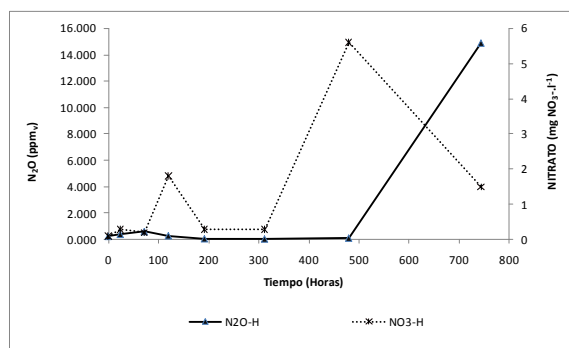


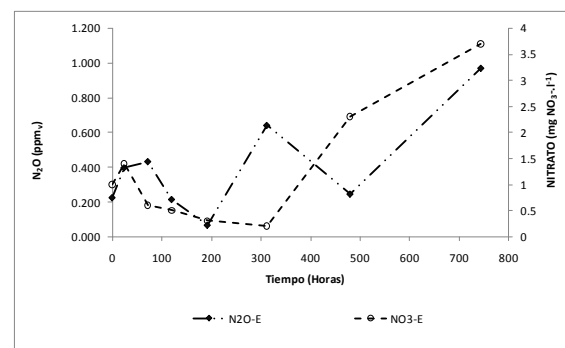
Figura 37. Comportamiento ceoncentraciones  $\text{CH}_4$  vs  $\text{NO}_3$  (P4)

a). Estado H y E b). Estado M y SN

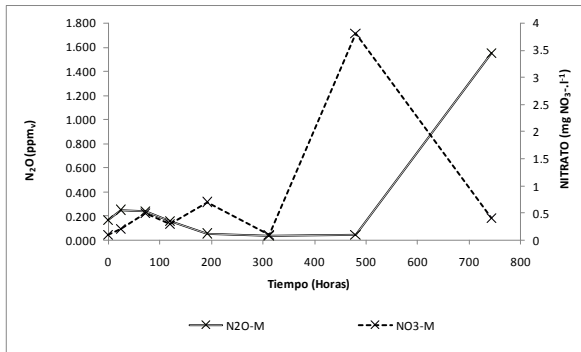
a).



b).



c).



d).

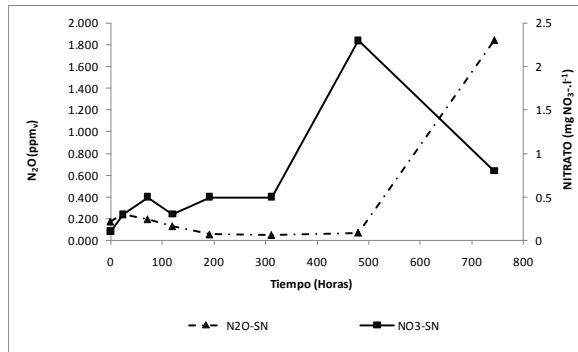
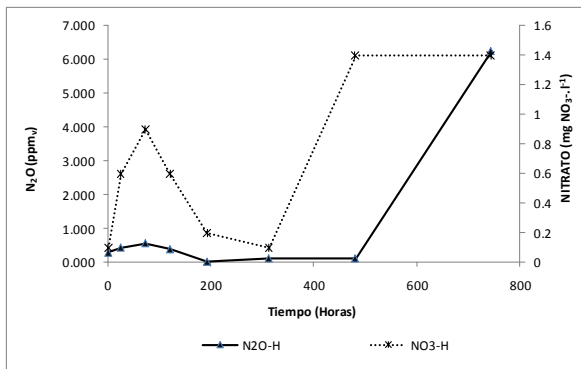


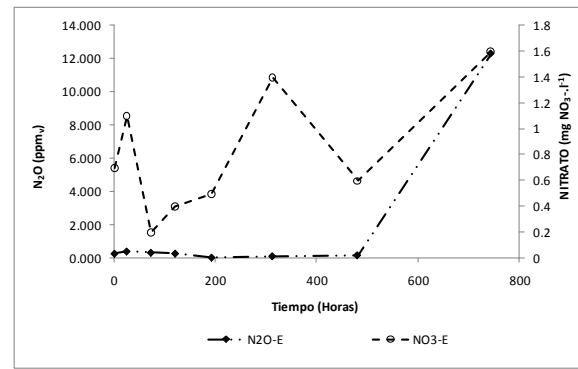
Figura 38. Comportamiento de concentraciones  $N_2O$  vs  $NO_3^-$  (P2)

a) H, b) E, c) M y d) SN

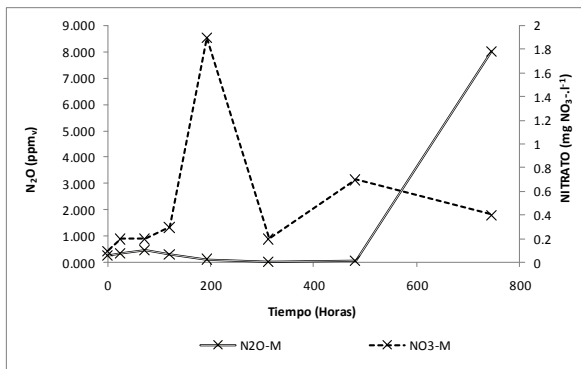
a).



b).



c).



d).

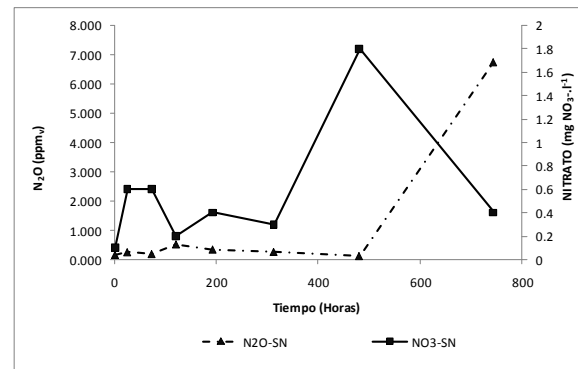
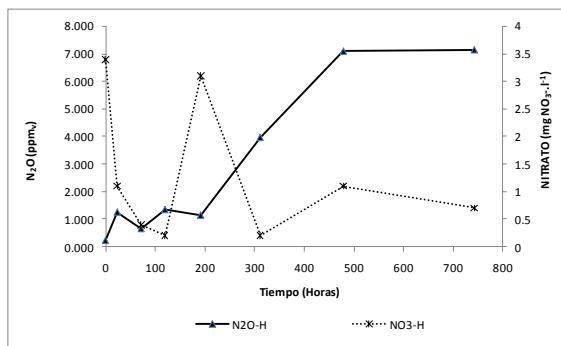


Figura 39. Comportamiento de concentraciones  $N_2O$  vs  $NO_3^-$  (P3)

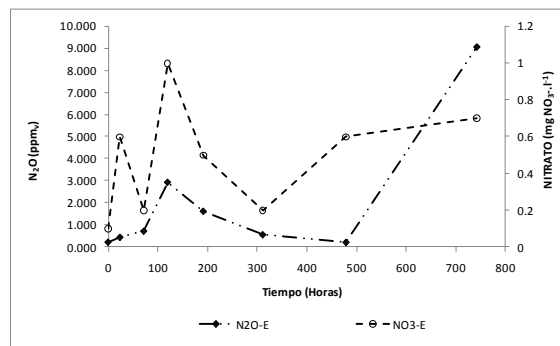
a) H, b) E, c) M y d) SN



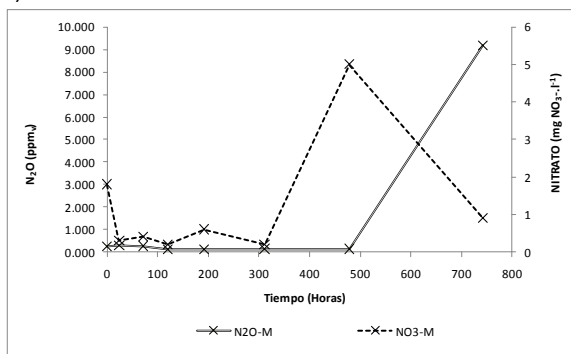
a).



b).



c).



d).

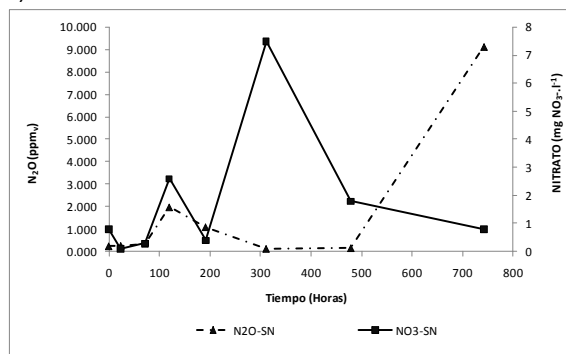


Figura 40. Comportamiento de concentraciones  $N_2O$  vs  $NO_3^-$  (P4)  
a) H, b) E, c) M y d) SN